



Ripisylves et forêts alluviales

Connaissances et gestion
en contexte de changements globaux

Ripisylves et forêts alluviales

**Connaissances et gestion
en contexte de changements globaux**

Marc Villar, Richard Chevalier, Simon Dufour, coord.

Éditions Quæ

Collection *Savoir-faire*

Les poules

M. Tixier-Boichard, 2025, 168 p.

Les arthropodes du cotonnier

P.J. Silvie, B. Papierok, 2024, 190 p.

L'agriculture de conservation des sols

S. Cordeau, P.-A. Maron, J.-P. Sarthou, B. Chauvel (coord.), 2024, 420 p.

Pour citer cet ouvrage :

Villar M., Chevalier R., Dufour S. (coord.), 2025. *Ripisylves et forêts alluviales. Connaissances et gestion en contexte de changements globaux*, Versailles, éditions Quæ, 340 p., <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-4129-3>

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication (<https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>).

La procédure d'évaluation est décrite dans Prism (<https://directory.doabooks.org/handle/20.500.12854/25780>).

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes potentiellement générés par IA.

Cet ouvrage a bénéficié du soutien financier de :

- INRAE Département ECODIV (Écologie et Biodiversité des milieux forestiers, prairiaux et aquatiques, Nancy)
- INRAE UMR BioForA (Biologie intégrée pour la valorisation de la diversité des arbres et de la forêt, Orléans)
- INRAE UR EFNO (Écosystèmes forestiers, Nogent-sur-Vernisson)
- OFB (Office français de la biodiversité, Vincennes)
- Université de Rennes 2
- CNRS UMR LETG (Littoral - Environnement - Télédétection - Géomatique, Rennes)
- Infrastructure Réseau des Zones Ateliers - CNRS Écologie & Environnement

Éditions Quæ

RD 10, 78026 Versailles Cedex
www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2025

ISBN (papier) : 978-2-7592-4128-6

ISBN (PDF) : 978-2-7592-4129-3

ISBN (ePub) : 978-2-7592-4130-9

ISSN : 1952-1251

Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Sommaire

Préfaces	9
Introduction	13

Partie I Caractéristiques générales

1. Définition et variabilité des ripisylves et des forêts alluviales	18
Les caractéristiques communes : éléments de définition.....	18
Les facteurs de variabilité.....	20
La variabilité des forêts riveraines en France métropolitaine.....	23
Conclusion.....	27
Références bibliographiques.....	27
2. Fonctions et services associés aux forêts riveraines des cours d'eau	30
Panel des fonctions et des services associés.....	31
Conditions à la réalisation de ces fonctions.....	37
Conclusion.....	39
Références bibliographiques.....	39
3. Vulnérabilité des forêts riveraines de cours d'eau aux changements globaux	43
Réponse des espèces et des individus des forêts riveraines à la disponibilité en eau.....	44
Le changement d'échelle, un enjeu majeur.....	48
Impact du changement climatique et des interventions en rivière sur la disponibilité en eau.....	49
Changements de communautés.....	51
Quel fonctionnement des forêts riveraines pour demain?.....	53
Références bibliographiques.....	54
4. Évaluation, suivi et cartographie des ripisylves et des forêts alluviales	56
Panorama des démarches d'évaluation et de suivi.....	56
Caractérisation spatialisée par télédétection.....	59
Conclusion.....	62
Références bibliographiques.....	63

Partie II

Dimensions physiques, biologiques et sociales

5. Dynamique fluviale et forêts riveraines des grands cours d'eau	68
Quelques concepts hydromorphologiques	68
Interactions entre les processus hydrogéomorphologiques et la dynamique de la végétation	69
L'organisation spatiale des forêts alluviales au sein des lits fluviaux	73
Évolution des lits et des plaines alluviales des grands cours d'eau	76
Conclusion	80
Références bibliographiques	80
6. Les successions forestières en contexte alluvial :	
caractéristiques et mécanismes	83
Types de successions et caractéristiques générales	83
Caractéristiques générales des différentes étapes d'une succession et mécanismes associés	85
Les successions en milieu alluvial et riparien	88
Intégrer les processus de succession dans la gestion : ce qui est possible à l'échelle d'un site	92
Références bibliographiques	93
7. La faune de la ripisylve et de la forêt alluviale	96
Particularités des forêts alluviales pour la biodiversité	96
Rôle de la forêt alluviale pour les invertébrés	97
Rôle de la forêt alluviale pour les poissons, les amphibiens et les reptiles	99
Rôle de la forêt alluviale pour les oiseaux	100
Rôle de la forêt alluviale pour les mammifères	102
Préconisations de gestion des forêts alluviales pour la conservation de la biodiversité	107
Références bibliographiques	107
8. Les problèmes sanitaires d'origine biotique des arbres en ripisylve	110
Contextualisation de la ripisylve	110
Les maladies inféodées au cours d'eau	111
Les autres maladies des essences de ripisylves	113
Recommandations pour contrer les maladies dommageables en ripisylve	117
Références bibliographiques	120
9. Ressources génétiques forestières en forêt alluviale	123
Pourquoi s'intéresser aux ressources génétiques forestières et à leur diversité?	
Définition et intérêts	123
Programmes de conservation des RGF	125

Cadre réglementaire d'utilisation des ressources génétiques : différents cas possibles.....	131
Conclusion.....	134
Références bibliographiques.....	135
10. Perception paysagère et usages sociaux des ripisylves, exemples de la Loire et de la Garonne.....	136
Percevoir les ripisylves : une diversité de situations.....	137
La construction géohistorique des paysages ripariens de la Garonne et de la Loire.....	140
Perception des ripisylves garonnaises et ligériennes.....	143
Usages et perceptions des berges et des ripisylves urbaines, exemple de la Loire à Blois.....	145
Conclusion.....	147
Références bibliographiques.....	148

Partie III Enjeux, débats et interventions

11. Restauration écologique des berges et des ripisylves.....	152
Qu'est-ce que la restauration écologique?.....	152
La restauration écologique des milieux riverains.....	153
Le génie végétal pour restaurer les milieux riverains.....	157
Restauration de milieux riverains très envahis.....	158
Conclusion.....	161
Références bibliographiques.....	162
12. Intervenir ou laisser faire la nature?.....	165
Quelle place pour une gestion différenciée et non systématique dans la gestion courante des ripisylves en France?.....	166
De la surexploitation à l'ensauvagement en milieu alluvial.....	169
Conclusion.....	174
Références bibliographiques.....	175
13. Rôle et gestion du bois mort et flottant sur terre et dans l'eau.....	176
Production et mobilité du bois flottant en rivière.....	178
Effet du bois mort sur les milieux aquatiques.....	179
Effet du bois flottant sur les enjeux humains.....	180
Gestion du bois mort et du bois flottant en rivière.....	183
Conclusion.....	185
Références bibliographiques.....	186

14. Peupleraies de culture, entre enjeux sociétaux et environnementaux	188
Les peupleraies de la région Centre-Val de Loire.....	189
Mise en perspective à l'échelle nationale.....	195
Conclusion.....	198
Références bibliographiques.....	199
15. Les ripisylves, « objet juridique non identifié » ? Revue synthétique des réglementations pouvant éventuellement assurer leur protection	202
Les ripisylves, « objet juridique non identifié ».....	202
Protection indirecte de l'objet ripisylve par l'entrée « lit mineur ».....	204
Protection indirecte par le bord du cours d'eau.....	207
Protection par l'entrée « habitats, espèces, espaces gérés ou protégés ».....	209
Conclusion.....	212

Partie IV Connaissances ciblées

Fiche 1. Bryophytes épiphytes des arbres en forêt alluviale : comparaison d'essences autochtones et introduites.....	214
Fiche 2. Les champignons : indicateurs d'impact du changement climatique sur les ripisylves.....	219
Fiche 3. Apports de l'Inventaire forestier national à la connaissance des forêts alluviales.....	223
Fiche 4. Les forêts anciennes : un patrimoine rare dans les vallées alluviales de Champagne.....	230
Fiche 5. Frapval : Forêts et ripisylves anciennes des petites vallées de la Puisaye.....	233
Fiche 6. Le Val de Loire patrimoine mondial, un paysage d'abord culturel.....	236

Partie V Outils et indicateurs

Fiche 7. Connaissance de l'écologie des arbres de la ripisylve : la <i>Flore forestière française</i>	240
Fiche 8. Rôle des dendromicrohabitats dans l'évaluation et la conservation de la biodiversité des ripisylves.....	244
Fiche 9. Le suivi des forêts alluviales dans la Réserve naturelle du Val de Loire.....	248
Fiche 10. L'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves.....	252

Fiche 11. RipaScan, un outil pour l'évaluation des fonctions écologiques riveraines 256

Fiche 12. Nouveaux outils d'aide à la gestion de la ripisylve de la Loire moyenne... 260

Partie VI

Retours d'expérience des stratégies et des mesures de gestion

Fiche 13. Stratégie d'adaptation de la forêt alluviale au changement climatique :
Natur'Adapt dans le Val de Sully..... 266

Fiche 14. Intégration des ripisylves dans les Programmes d'actions
sur les rivières en Wallonie..... 270

Fiche 15. La restauration écologique passive des ripisylves :
principe, suivi et effets 274

Fiche 16. Gestion différenciée de la ripisylve sur le bassin versant du Légier..... 278

Fiche 17. L'apport d'une structure forestière pour conseiller les boisements rivulaires
en Artois-Picardie..... 282

Fiche 18. Plantation de cordons boisés sur le bassin de la Nièvre :
enjeux pour les collectivités et perception par le monde agricole..... 285

Fiche 19. Le pâturage ovin, un outil de lutte contre l'érable négondo
dans la Réserve de l'île du Girard 289

Fiche 20. Sensibiliser à la valeur patrimoniale et à la réintroduction
du peuplier noir sauvage dans le bassin de la Saône..... 292

Fiche 21. Modèles naturels riverains et restauration des berges à Montréal..... 295

Partie VII

Retours d'expérience de restaurations actives

Fiche 22. Restauration de ripisylve en milieu urbain : exemple sur la Saône
en métropole de Lyon..... 302

Fiche 23. Retrouver la fonctionnalité des ripisylves rhodaniennes,
entre réactivation des processus naturels et végétalisation 305

Fiche 24. Restauration de milieux alluviaux sur la Dordogne :
l'ancienne gravière de Gaule..... 310

Fiche 25. Restaurer le fonctionnement alluvial de la Réserve naturelle
de l'île du Rohrschollen, Strasbourg..... 315

Fiche 26. 3^e correction du Rhône. Mesure anticipée des îles des Clous, Suisse 319

Fiche 27. Reconstitution d’une ripisylve en milieu urbain soumis à inondations :
l’Yzeron aval.....323

Fiche 28. Restauration écologique de la Leysse à Chambéry dans le cadre
de la sécurisation des systèmes d’endiguement.....327

Conclusion générale.....330

Postface.....332

Liste des auteurs.....334

Préfaces

Un ouvrage au service de la biodiversité

La transition écologique est désormais dans la bouche de tous les élus : isolation des bâtiments, diminution de la puissance des éclairages, mise en place d'itinéraires cyclistes et piétons. Bien sûr, ce sont des actions visibles, améliorant la vie des administrés et vecteurs d'économies à moyen ou long terme.

La grande oubliée est la biodiversité ; pourtant, les experts nous avertissent de son rôle fondamental dans l'équilibre de la nature et des risques encourus à la négliger. Sa protection est indispensable, mais seule une connaissance des interactions entre les espèces et les milieux permet d'adapter notre action de manière profitable.

Faisant le lien entre la terre et l'eau, la végétation des bords de cours d'eau est tout à fait spécifique et joue un rôle fondamental dans l'équilibre de la nature. L'ouvrage collectif que vous avez en main est une mine de connaissances dans ce domaine, et plus précisément sur les ripisylves et les forêts alluviales.

Les quinze chapitres se partagent en trois parties. La première expose les caractéristiques générales des ripisylves et des forêts alluviales ; la seconde en définit les dimensions physiques et biologiques, mais également les usages sociaux ; quant à la troisième, la plus précieuse pour tous les planificateurs et les décideurs, elle donne les pistes pour la préservation et la restauration des ripisylves : comment faire ? Doit-on agir ou laisser faire ? Comment gérer le bois mort ? L'aspect juridique n'est pas oublié. L'ensemble est illustré par des exemples d'échecs ou de réussites, pris même à l'étranger.

L'ouvrage se termine par 28 fiches thématiques. Les huit premières, qualifiées de « connaissances ciblées », abordent des domaines très variés. On y comprend par exemple comment les champignons sont un indicateur d'impact du changement climatique. Bien sûr, j'ai porté une attention particulière à la fiche n° 6, « Le Val de Loire patrimoine mondial », un paysage d'abord culturel, mais aussi aux différentes références concernant ma commune de Mareau-aux-Prés à la suite des recherches scientifiques du programme « BioMareau ». Les fiches suivantes, rassemblées dans la partie V sous le titre *Outils et utilitaires*, seront utiles à tous ceux qui travaillent pour protéger la ripisylve, tout comme les dernières fiches présentant des retours d'expérience.

La préservation de la nature nécessite des connaissances et doit être basée sur des expériences. Aussi, cet ouvrage de synthèse sur les ripisylves et les forêts alluviales, rédigé par des auteurs parmi les plus compétents, est le bienvenu pour toutes celles et tous ceux qui travaillent sur la protection et la restauration de la biodiversité, tant pour les professionnels que pour le milieu associatif, sans oublier

les élus dont je fais partie. Je n'oublie pas les amoureux de la nature qui ont soif de connaissances scientifiques. Chacun y trouvera son bonheur.

Bertrand Hauchecorne
Maire de Mareau-aux-Prés, Loiret
Secrétaire général adjoint de l'Association des maires de France (AMF)
Maire référent de l'AMF sur la gestion de l'eau
Président de la commission planification
du Comité de bassin de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne

Aulne glutineux, saule pourpre, peuplier noir, coucou des bois, castor et vison d'Europe, murin de Capaccini, hirondelle des rivages, héron cendré, bryophytes épiphytes et champignons lignicoles, etc. : les forêts riveraines accueillent une biodiversité foisonnante. Elles présentent une grande variété de formes, du cordon rivulaire au massif forestier alluvial, des mosaïques complexes d'habitats terrestres et aquatiques interconnectés aux dendromicrohabitats, pouvant subir des transformations rapides au gré des perturbations naturelles comme les inondations, ou anthropiques comme les coupes à blanc, l'artificialisation des berges et la modification des régimes de crues.

Cette grande richesse écologique permet à ces milieux de rendre des services inestimables. Au-delà de leurs capacités déjà mentionnées d'accueil et de soutien à la biodiversité, les ripisylves participent à la production de biomasse, à la séquestration et au stockage du carbone, à la régulation d'événements extrêmes, à la rétention des pollutions, à la régulation de la température, à la connectivité écologique. Perçues par certains riverains comme une frontière sale, broussailleuse et mal entretenue, et par d'autres comme de véritables espaces sacrés et sauvages dans lesquels il fait bon se promener et observer la nature, elles fournissent également de nombreux services culturels directs ou indirects.

Les ripisylves sont pourtant fragiles. Déjà menacées par la surexploitation forestière, par la modification de l'usage des sols, par l'artificialisation, par certaines pratiques d'entretien très interventionnistes, par les espèces exotiques envahissantes comme l'érable négondo ou la balsamine de l'Himalaya, les ripisylves sont particulièrement vulnérables au changement climatique. Malgré les stratégies d'adaptation des espèces ligneuses *via* des réponses écophysiologiques et morphologiques, la diminution de la ressource en eau, la réduction des débits d'étiage et l'augmentation des températures perturbent les stades des successions végétales. Cela peut entraîner des dépérissements forestiers et/ou une évolution vers des forêts à bois dur plus ordinaires qui ont perdu leur fonctionnalité alluviale.

La préservation, la gestion écologique et la restauration des ripisylves constituent par conséquent des enjeux majeurs pour la biodiversité, l'atténuation et l'adaptation

des territoires au changement climatique. Ces solutions fondées sur la nature sont pourtant souvent difficiles à mettre en œuvre. Objet juridique non identifié, mais dont la protection peut bénéficier indirectement de diverses réglementations, les ripisylves peinent souvent à être connues et reconnues. L'accélération des changements environnementaux a cependant permis d'impulser une nouvelle dynamique scientifique et technique autour de ces espaces.

Ainsi, l'Office français de la biodiversité (OFB) s'engage depuis plusieurs années pour accompagner les initiatives en faveur de la connaissance, de la préservation et de la restauration des ripisylves. L'OFB apporte un appui financier, scientifique et technique à la production et à la synthèse de connaissances relatives aux ripisylves, par exemple sur les questions de l'évaluation de leurs fonctions, des services rendus, mais également par l'étude des techniques de restauration des berges dégradées au moyen de génie végétal. Grâce à l'appui de ses centres de ressources, l'OFB accompagne également la valorisation et le transfert de ces connaissances en participant à l'organisation de journées d'échanges et de webinaires à destination des gestionnaires, ou en soutenant la réalisation et la diffusion de guides techniques, de films et de podcasts sur les ripisylves.

L'OFB a donc tout naturellement accepté de parrainer cet ouvrage consacré aux ripisylves et aux forêts alluviales, qui synthétise les connaissances les plus actuelles sur ces milieux, en multipliant les approches disciplinaires et interdisciplinaires, et qui propose un grand nombre d'outils et de retours d'expérience de gestion et de restauration de ces milieux. Dans le cadre du règlement européen pour la restauration de la nature, ce travail permettra sans nul doute de donner des pistes d'action pour l'intégration de mesures ambitieuses relatives aux ripisylves dans les futurs plans nationaux de restauration.

*Anne Vivier
Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui scientifique*

Introduction

La ripisylve est une forêt qui est au contact de la rivière. Malmenée au cours des siècles, elle ne subsiste souvent qu'à l'état de linéaires plus ou moins continus. Dans les vallées les plus larges, la forêt alluviale prolonge la ripisylve en s'éloignant de la rivière, mais elle est, elle aussi, souvent dégradée du fait de défrichements, d'endiguements, de prélèvements d'eau, etc.

C'est l'ensemble de ces éléments boisés qui nous intéresse dans cet ouvrage. Contrairement à d'autres forêts françaises (type forêt domaniale périurbaine, comme la forêt de Fontainebleau, ou type forêt de prestige, comme la forêt de Tronçais), ces boisements sont peu visibles dans les politiques publiques liées à la gestion des forêts, des zones humides, des cours d'eau et des milieux aquatiques, de la biodiversité, et sont largement méconnus du grand public, et parfois même de la communauté scientifique (Rodríguez-González *et al.*, 2022). Pourtant, les ripisylves et les forêts alluviales ont des qualités exceptionnelles et décuplées par rapport aux forêts plus classiques. Installées sur des sols à forte potentialité de croissance (réserves en nutriments et en eau), elles sont en interaction avec la rivière et la nappe alluviale. Elles contribuent à la préservation qualitative et quantitative de la ressource en eau, tout en régulant ses flux (inondations, évaporation), sujets de préoccupation actuels de nos sociétés soumises aux changements globaux, et en particulier climatiques. Lorsqu'elles sont bien préservées, ces forêts sont aussi composées d'une végétation originale, multispécifique et mélangée, reconnue comme étant particulièrement riche en biodiversité. De plus, c'est un écotone, espace tampon entre le milieu aquatique (fleuve ou rivière) et le milieu terrestre, qui contribue de façon exceptionnelle aux trames vertes et bleues dans des territoires largement anthropisés (le terme de trame turquoise est ainsi parfois utilisé). Ce rôle de filtre est un atout majeur, source de nombreux services écosystémiques et sans équivalent. Enfin, à l'heure où un célèbre botaniste français souhaite faire renaître une forêt primaire en Europe de l'Ouest (Association Francis Hallé pour la forêt primaire¹), il faut souligner que certaines ripisylves françaises peuvent être classées comme forêts primaires, certes jeunes et de surface modeste, mais évoluant de façon libre et naturelle à condition de les préserver.

Tous ces atouts incontestés devraient mettre de tels écosystèmes au-devant de la scène et inciter à les protéger durablement. Or cet élan demeure relativement modeste (Urbanič *et al.*, 2022), et, si certains sites font l'objet d'une attention particulière, comme au sein des réserves naturelles nationales fluviales et des sites des conservatoires d'espaces naturels (CEN), cela concerne de faibles superficies au regard des enjeux. Ailleurs, bien qu'appartenant aux « zones humides », qui

¹ <https://www.foretprimaire-francishalle.org/>

sont globalement en forte régression et figurent parmi les écosystèmes les plus menacés par les activités humaines, ce n'est que récemment que l'on commence à se préoccuper de gérer durablement les ripisylves et les forêts alluviales. Des efforts au niveau européen pourraient venir *via* la Directive-cadre sur l'eau (DCE), dont l'objectif est de parvenir à un bon état de la qualité de l'eau fin 2027. Mais, de façon surprenante, dans le document officiel de la Commission européenne (European Commission Directorate-General for Environment et Sundseth, 2025), il n'est pas fait mention des atouts de la forêt alluviale.

Les ouvrages de référence sur la connaissance et la gestion des ripisylves et des forêts alluviales sont peu nombreux. De plus, pour la plupart, ils datent des années 1990 ou 2000, comme *Les Forêts riveraines des cours d'eau*, publié en 2003 par Hervé Piégay et ses collaborateurs, ou *Riparia*, publié par les Américains R.J. Naiman et M.E. McClain et le Français Henri Décamps en 2005 (voir aussi Malanson, 1993 ; NRC, 2002 ; ou Schnitzler-Lenoble, 2007). Il était donc temps de réactualiser ces connaissances et de les rendre accessibles à un large public. Structuré en chapitres et en fiches, cet ouvrage présente un panorama des connaissances scientifiques et techniques sur les ripisylves et les forêts alluviales, dans le contexte général des changements globaux, mais avec une attention particulière pour la France métropolitaine. Il fournit les informations de base sur leur fonctionnement, enrichies des avancées scientifiques récentes. Les chapitres combinent des approches pluridisciplinaires et déclinent les principaux enjeux et débats actuels. Il vient donc compléter les nombreux guides de gestion publiés ces dernières années (exemples en français : Boyer, 1998 ; Roulier *et al.*, 1999 ; Jund *et al.*, 2000 ; Traub *et al.*, 2001 ; CSA-ONF, 2004 ; Dufour et Piégay, 2004 ; Concept.Cours.d'EAU.SCOPE-TEREO, 2016 ; Huylenbroeck *et al.*, 2019 ; Quiniou et Piton, 2022 ; Boyer *et al.*, 2023). Sont aussi présentés divers outils et méthodes, notamment sous forme de fiches, utiles pour leur caractérisation et leur suivi. Enfin, de nombreuses expériences de gestion et de restauration de ces milieux sont présentées par les acteurs qui les mettent en œuvre (syndicats de rivière, établissements publics territoriaux de bassin, structures privées, etc.). Ces expériences couvrent une large gamme de contextes (milieu semi-naturel, agricole ou urbain) et de territoires aussi bien en France que dans des pays francophones (Suisse, Canada et Belgique). En fin de chapitres et de fiches, des références bibliographiques et des liens vers des sites ressources qui seront utiles aux gestionnaires de ces milieux à composante forestière sont proposés.

L'ouvrage s'adresse à tous les acteurs concernés par ces milieux : étudiants, scientifiques, institutions en charge de la gestion des cours d'eau et de la biodiversité, forestiers, bureaux d'études, organisations non gouvernementales (ONG) environnementales, élus, etc., et se veut également accessible à un large public.

Près de 100 auteurs francophones spécialistes dans leur domaine ont participé à l'élaboration de ces chapitres et fiches, nous les remercions sincèrement pour leur contribution. Nous remercions également les membres du comité de pilotage, André Evette, Hervé Piégay, Sylvie Servain et Guillaume Leroux, pour leur

accompagnement, les relecteurs externes pour leurs commentaires constructifs, les différents financeurs pour permettre une diffusion libre de cet ouvrage et les éditions Quæ pour leur sollicitation et leur professionnalisme.

Références bibliographiques

- Boyer M., 1998. *La Gestion des boisements de rivières*, Guide technique n° 1, 2 fascicules, SDAGE RMC, 42 p. et 49 p.
- Boyer M., Popoff N., Piton G., 2023. *La Gestion de la végétation dans le cadre de la compétence GEMAPI*, Guide technique, Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, Collection technique, 106 p.
- Concept.Cours.d'EAU.SCOPE-TEREO, 2016. Savoirs et savoir-faire sur les populations exotiques envahissantes végétales et animales et préconisations pour la mise en œuvre des SDAGE. Étude réalisée pour le compte de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse, tome 2, vol. 4, 1-196.
- CSA-ONE, 2004. Référentiel des habitats reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane : description, états de conservation et mesures de gestion. Programme LIFE Nature de conservation et restauration des habitats de la bande rhénane, 158 p.
- Dufour S., Piégay H., 2004. *Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau*, ONE, Agence RMC, CNRS, Université Lyon-3, 132 p.
- European Commission Directorate-General for Environment, Sundseth K., 2025. *The Nature Restoration Regulation*, Publications Office of the European Union, 23 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/5842922>
- Huylenbroeck L., Michez A., Claessens C., 2019. *Guide de gestion des ripisylves*, SPW, DGARNE, DCENN, Namur, 80 p.
- Jund S., Paillard C., Frossard P.A., Lachat B., Bessagnet J.C. et al., 2000. Guide de la végétation des bords de cours d'eau. Rapport général, Agence de l'eau Rhin-Meuse, 54 p.
- Malanson G.P., 1993. *Riparian Landscapes*, Cambridge Studies in Ecology, Cambridge, New York, Cambridge University Press, 296 p.
- Naiman R.J., Décamps H., McClain M.E., 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*, Aquatic Ecology Series, Amsterdam, Elsevier, Academic Press, 430 p.
- NRC, 2002. *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*, Washington, National Research Council, National Academies Press, 448 p. <https://doi.org/10.17226/10327>
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C., 2003. *Les Forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, Paris, 464 p.
- Quiniou M., Piton G., 2022. Embâcles : concilier gestion des risques et qualité des milieux. Guide de diagnostic et de recommandations. Rapport de synthèse, ISL-INRAE, version 1 (septembre 2022, version 1.0), 135 p.
- Rodríguez-González P.M., Abraham E., Aguiar F., Andreoli A., Baležentienė L. et al., 2022. Bringing the margin to the focus: 10 challenges for riparian vegetation science and management. *WIREs Water*, 9 (5), e1604.
- Roulier C., Teuscher F., Weber B., 1999. *Concept de gestion des forêts alluviales*, L'environnement pratique – Recommandations, Berne, OFEFP, 92 p.
- Schnitzler-Lenoble A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe : écologie, biogéographie, valeur intrinsèque*, Paris, Lavoisier, Tec&Doc, 388 p.
- Traub N., Tabouret P., Pissavin S., Pont B., 2001. *Guide pour la gestion des forêts alluviales de la moyenne vallée du Rhône*, CRPF Rhône-Alpes et Association des amis de la réserve naturelle de l'île de la Platière, 32 p.
- Urbanič G., Politti E., Rodríguez-González P.M., Payne R., Schook D. et al., 2022. Riparian zones: from policy neglected to policy integrated. *Front. Environ. Sci.*, 10, 868527.

Partie I

Caractéristiques générales

Définition et variabilité des ripisylves et des forêts alluviales

Simon Dufour, Patricia María Rodríguez-González

En français, la végétation des bords de cours d'eau prend plusieurs noms (ripisylve, forêt alluviale, boisement riverain, boisement de berge, forêt-galerie, boisement rivulaire, cordon riparien, etc.), une profusion de termes également présente dans d'autres langues comme l'anglais ou l'espagnol (Dufour et Rodríguez-González, 2019). Cette diversité de dénominations illustre en partie la variabilité des formes que prend cette végétation. Or cette variabilité influence sensiblement la nature et l'intensité des fonctions et des services écosystémiques que cette végétation assure (Riis *et al.*, 2020). L'objectif de ce chapitre est de contribuer à clarifier l'ambiguïté que soulèvent parfois le nom et la caractérisation des végétations des bords de cours d'eau. Pour cela, nous allons, dans un premier temps, exposer les caractéristiques communes à toutes les ripisylves et les forêts alluviales et, dans un second temps, passer en revue les facteurs qui génèrent de la variabilité dans la forme qu'elles prennent. Enfin, dans un troisième temps, nous présenterons la diversité de ces formes dans une perspective synthétique en nous appuyant aussi bien sur leur structure que sur leur composition.

Les caractéristiques communes : éléments de définition

La première caractéristique commune des végétations riveraines de cours d'eau est évidemment leur localisation en zone riveraine. C'est pourquoi Piégay *et al.* (2003) utilisent cette expression générique pour désigner l'ensemble des ripisylves et des forêts alluviales. La zone riveraine correspond à une unité paysagère de transition entre des unités terrestres (ex. : versants) et des unités aquatiques (ex. : lac, rivière). Dans le cas des cours d'eau, la végétation riveraine est donc localisée dans la zone située le long du réseau hydrographique dont elle est proche en distance et/ou en altitude relative. Par exemple, une forêt alluviale peut ne pas être au contact direct de la rivière, mais en lien avec la nappe

d'accompagnement du fait de sa position topographique relativement basse. L'extension de cette zone est variable en fonction des contextes géographiques et du critère retenu pour sa définition (hydromorphologique, pédologique, biologique, etc. ; voir Dufour et Rodríguez-González, 2019). Par exemple, pour une large proportion du réseau hydrographique, la limite de la zone riveraine potentielle correspond grossièrement à l'extension du lit majeur (qui peut être approchée par les formations d'alluvions récentes, notées Fz sur les cartes géologiques). Mais, dans certaines têtes de bassin et dans les secteurs en gorges, la zone riveraine correspond plutôt à la partie basse des colluvions sur une largeur maximum depuis le chenal équivalente à la hauteur des plus grands arbres (30 à 40 m). Dans tous les cas, la zone riveraine est fonctionnellement liée aux cours d'eau et à la nappe d'accompagnement par des flux physiques, chimiques et biologiques bidirectionnels (eau, sédiments, matière organique, nutriments, matériel biologique), dont le vecteur principal est l'eau à travers les inondations et la dynamique des eaux souterraines.

La seconde caractéristique, qui découle de la première, est la présence d'une végétation spécifique. En effet, en conditions naturelles, la végétation est influencée par des conditions hydrosédimentaires et pédologiques locales particulières : libération de substrat, forte humidité, entrées régulières d'alluvions (sables, limons, argiles) et de nutriments lors des crues, etc. L'influence de l'eau prend principalement trois formes : des perturbations liées aux crues, du stress généré par les conditions anoxiques lors des inondations et/ou des ressources en eau plus importantes que sur les versants. Ces conditions se traduisent par une différence sensible entre la végétation riveraine des cours d'eau et la végétation environnante, que ce soit sur un plan physiognomique ou floristique, ce qui accroît la richesse spécifique régionale (Sabo *et al.*, 2005).

Enfin, les zones riveraines sont des socio-écosystèmes hybrides parce qu'elles résultent d'une coconstruction induite par des processus sociaux et biophysiques. Cela signifie que les activités humaines, comme l'usage des sols et la gestion des rivières, sont des facteurs importants qui façonnent grandement la végétation riveraine (Piégay *et al.*, 2003 ; Dufour, 2018). Cela implique d'incorporer dans son étude la perception, l'utilisation et la valorisation par les populations humaines.

De fait, la végétation des zones riveraines de cours d'eau correspond potentiellement à une mosaïque d'unités herbacées, arbustives et arborées. Le terme le plus générique désignant les unités boisées des hydrosystèmes est celui de « forêt riveraine de cours d'eau ». Mais, dans la pratique, ce terme reste peu utilisé, contrairement à « forêt alluviale » (désignant ici, sur la base des critères de la FAO, un objet surfacique dominé par des arbres d'une hauteur supérieure à 5 m à maturité, installés sur des alluvions d'au moins 20 m de large et au moins 0,5 ha de superficie) et à « ripisylve » (désignant ici une bande composée d'arbres d'une hauteur supérieure à 5 m à maturité, et de moins de 20 m de large en contact direct avec la berge du cours d'eau).

Les facteurs de variabilité

Au-delà des caractéristiques communes, les forêts riveraines présentent une variabilité importante de leur structure et de leur fonctionnement. Schématiquement, les principaux facteurs qui sous-tendent cette variabilité sont le régime hydroclimatique, le cadre topographique et morphologique et l'usage des sols ; tous ces facteurs s'inscrivant dans une trajectoire temporelle.

L'influence des conditions climatiques et hydrologiques

Les conditions climatiques et hydrologiques génèrent principalement trois formes de variabilités à large échelle (Bendix et Stella, 2013) :

- les conditions climatiques déterminent la physionomie que la végétation riveraine prend dans des conditions sans modifications anthropiques et en dehors du régime des crues. Par exemple, en domaine tempéré et tropical, ces formations sont pluristratifiées avec une strate haute arborée. Cependant, dans les écorégions plus contraignantes (plus froides, plus sèches), les stades les plus avancés de la succession écologique peuvent présenter une physionomie différente (prairie, fourré) ;
- le régime hydroclimatique détermine la quantité et la période de la disponibilité de l'eau et le régime des inondations. En effet, la localisation et l'étendue du bassin versant qui converge vers une zone riveraine déterminent l'origine des apports en eaux (pluviale, nivale, glaciaire), et donc la temporalité des périodes de hautes et de basses eaux. Ainsi, la période des hautes eaux peut ou non correspondre à la période active pour la végétation et elle peut durer plus ou moins longtemps, ce qui influence sa productivité globale ;
- les conditions hydroclimatiques (combinées aux conditions topographiques) se traduisent par des différences en matière de réponse aux perturbations de type crue, aussi bien dans l'ampleur de la réponse que dans la dynamique de résilience après la perturbation. Schématiquement, en contexte tempéré et tropical, la résistance de la végétation aux crues est plus forte qu'en contexte aride et semi-aride, donc l'élargissement du chenal suite à la crue y est plus limité. De même, la résilience de la végétation est plus importante, et la recolonisation végétale des surfaces érodées lors de la crue est donc plus rapide.

L'influence des conditions topographiques et hydromorphologiques

Les conditions topographiques des vallées dans lesquelles s'écoulent les cours d'eau (notamment la largeur et la pente du fond de vallée) et leur fonctionnement hydromorphologique, en matière de régime des crues et de transport sédimentaire, constituent un second ensemble de facteurs qui génèrent de la variabilité dans la végétation riveraine.

Schématiquement, la largeur de la zone riveraine est limitée dans les secteurs encaissés ou confinés des vallées de montagne, les secteurs en gorges ou les têtes de bassin versant ; des contextes où les dépôts alluvionnaires sont limités et où la végétation alluviale peut coloniser les colluvions. À l'inverse, dans les secteurs

de basse plaine et le long des grands fleuves, la zone riveraine s'étend largement sur plusieurs centaines, voire milliers de mètres, et la végétation est installée sur des alluvions récentes.

De plus, le style morphologique d'un tronçon de cours d'eau crée un patron physique en trois dimensions pour la colonisation et la croissance de la végétation (voir chapitre 5) et détermine les régimes de stress et de perturbation. La relation est réciproque, car la végétation influence aussi ce patron, si bien que l'on peut parler de style biogéomorphologique (Corenblit *et al.*, 2015 ; Castro et Thorne, 2019). De fait, selon les contextes hydromorphologiques, les tronçons des cours d'eau présentent des mosaïques végétales aux caractéristiques contrastées. Par exemple, dans le nord-ouest des États-Unis, Beechie *et al.* (2006) observent, le long d'un gradient d'énergie croissant, quatre styles : rectiligne, méandriforme, en tresses avec des îles végétalisées et en tresses avec des bancs sédimentaires. Ce gradient est aussi un gradient croissant de mobilité par érosion des berges. Il en résulte des structures de végétation contrastées (tableau 1.1). En effet, lorsque les formes fluviales sont régulièrement reconfigurées par les crues, les formations végétales font l'objet d'une régression vers des stades pionniers. Ainsi les tronçons les plus stables sont-ils dominés par des unités matures relativement hautes, alors que les stades les plus dynamiques comprennent une forte proportion d'unités pionnières, topographiquement plus basses.

Tableau 1.1. Caractéristiques des unités paysagères de la zone riveraine en fonction du style biomorphologique des cours d'eau du nord-ouest des États-Unis (source : Beechie *et al.*, 2006).

Style	Rectiligne	Méandriforme	Tresses (+ îles végétalisées)	Tresses (+ bancs sédimentaires)
% de chenal (eau + bancs non végétalisés)	22	12	30	72
% d'unités végétales de moins de 5 ans	3	2	18	48
% d'unités végétales entre 5 et 75 ans	55	74	70	51
% d'unités végétales de plus de 75 ans	42	24	12	1
Âge moyen des surfaces	85 ans	63 ans	41 ans	12 ans
Probabilité d'érosion (en un point donné et par an)	0,011	0,017	0,031	0,125
Intervalle de temps moyen entre deux érosions	89 ans	60 ans	33 ans	8 ans

Les pourcentages des unités végétales sont calculés par rapport à l'ensemble du fond de vallée, assimilé ici à la zone riveraine, chenal exclu.

L'influence de l'usage des sols

Les bords de cours et les fonds de vallées sont des espaces anciens d'implantations des activités humaines. Dans de nombreux contextes, l'occupation et l'usage des sols sont donc un facteur déterminant de la forme, notamment paysagère, que prennent les forêts riveraines des cours d'eau. Ces usages peuvent ainsi se traduire soit par un déboisement (et donc par un reboisement en cas d'abandon de l'usage), soit par une transformation forestière.

Le déboisement est un changement d'occupation du sol, que ce soit pour le déploiement d'activités agropastorales (cultures, prairies) ou pour l'implantation d'infrastructures (routes, stations d'épuration) et de bâtiments (lotissements, commerces). Son effet le plus immédiat est évidemment la réduction des superficies boisées. Ainsi, les données du programme européen Copernicus permettent d'estimer que, pour l'année 2018, seulement 29 % des zones riveraines de la France métropolitaine sont boisées (le taux moyen est de 29 % pour l'ensemble de l'Europe, avec des valeurs qui varient de 8 à 50 % selon les régions). Mais cela entraîne également une fragmentation des milieux forestiers. Par exemple, dans la vallée de l'Arve, en aval de Contamines, Dufour (2005) observe qu'entre les années 1930 et 2000 la superficie de boisements et de fourrés reste globalement stable, alors que la configuration paysagère est radicalement différente, puisque, à superficie équivalente, le nombre de taches boisées isolées a été multiplié par deux.

La transformation correspond au maintien d'un couvert arboré, mais soit dans un usage différent (ex. : plantation de peupliers ou de résineux), soit avec un fonctionnement modifié (ex. : coupe sélective, pâturage extensif, introduction de plantes envahissantes), et elle est souvent associée à une forme de dégradation du milieu, notamment de sa naturalité.

Les activités humaines sont également susceptibles d'affecter la végétation riveraine de façon indirecte, notamment *via* la modification du fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau. Cela concerne aussi bien la composante morphosédimentaire (construction de digues, prélèvement de sédiments) que la composante hydrologique (prélèvement d'eau) (voir chapitre 3). Les effets de ces modifications sur la végétation, démontrés dans de nombreux contextes géographiques, sont majoritairement :

- la perte du caractère humide de la zone riveraine, liée à la limitation des inondations et/ou à la baisse de la position moyenne de la nappe d'accompagnement (sous l'effet des prélèvements ou de l'incision du chenal principal), qui se traduit par un phénomène de terrestrialisation des cortèges floristiques, et donc des boisements riverains dominés par des espèces non hygrophiles (indigènes ou exotiques) ;
- la diminution de la dynamique d'érosion latérale, entraînant une diminution (voire une disparition) des stades pionniers au profit du développement des stades post-pionniers et matures, ce qui compromet le recrutement de certaines espèces (saules, peupliers).

Les dynamiques temporelles comme source de variabilité

Comme la végétation riveraine des cours d'eau est contrôlée par des facteurs dynamiques tels que le climat ou l'usage des sols, sa structure et son fonctionnement ne sont pas stables dans le temps, mais suivent des trajectoires complexes (Dufour, 2018). En Europe (hors région boréale), les milieux riverains ont été historiquement très investis, à quelques exceptions près, comme certains cours d'eau de frontière ou certaines réserves de chasse. Ainsi, l'ancienneté des boisements est un facteur de variabilité important.

À l'échelle du ^{xx}e siècle, ces trajectoires prennent schématiquement deux formes différentes :

- premièrement, dans les régions où la pression anthropique est restée forte parce que des usages s'y sont maintenus, les superficies forestières sont restées très basses, voire régressent encore. Dans ces contextes, la ripisylve est donc limitée en extension, fragmentée, voire totalement absente. Cette pression est majoritairement liée à l'agriculture et à l'urbanisation, mais localement, d'autres facteurs peuvent jouer. Par exemple, avec le regain d'intérêt du bois énergie, des tronçons de cours d'eau sont aujourd'hui soumis à une forte pression de récolte sous la forme de coupes rases ;
- deuxièmement, dans certaines régions, l'évolution des usages amène à un relâchement de la pression et donc à une extension des surfaces boisées. Cette dynamique concerne surtout les régions caractérisées par une forte déprise rurale, notamment dans les zones de moyenne montagne (Piégay *et al.*, 2003), mais aussi, plus localement, là où la modification des pratiques agropastorales se traduit par un abandon de l'usage des parcelles riveraines (Preux *et al.*, 2019).

La variabilité des forêts riveraines en France métropolitaine

Pour décrire la diversité des formes que prennent les forêts riveraines des cours d'eau, il existe plusieurs façons de procéder. Schématiquement, il s'agit soit d'approches par la structure spatiale de cette végétation, soit d'approches par leur physionomie, leur composition floristique, leur âge, etc., les deux approches pouvant évidemment être combinées.

Diversité des structures spatiales

Les formations arborées riveraines de cours d'eau se distinguent par leur agencement spatial, qui peut être, par exemple, soit une bande d'arbres plus ou moins étroite dans une matrice de prairies, de cultures ou d'écosystèmes de versants plus secs (figure 1.1A ; d'où les termes de forêt-galerie, de corridor riverain ou de cordon rivulaire parfois aussi employés ; Malanson, 1993), soit un massif forestier de plaine inondable (composé d'une mosaïque plus ou moins diversifiée d'unités différentes) (figure 1.1B), soit encore une forêt colonisant des dépôts colluviaux abrupts (figure 1.1C).

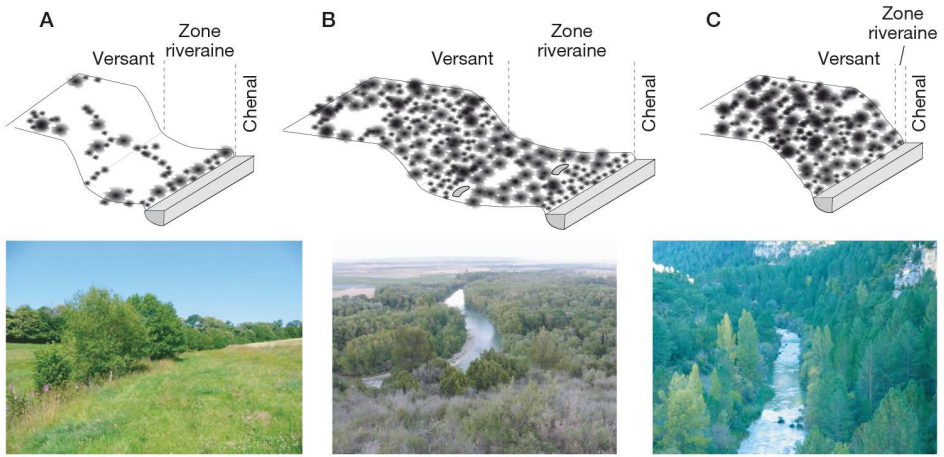


Figure 1.1. Variabilité de la configuration spatiale des zones et de la végétation associées.

A) Petit cours d'eau rural avec une zone riveraine dominée par des prairies, avec une étroite bande d'arbres le long du cours d'eau (Normandie, France, © Simon Dufour). B) Grande plaine inondable boisée (bassin de l'Èbre, Espagne, © Patricia Rodríguez-González). C) Zone riveraine forestière étroite sur un versant en zone amont (bassin du Tage, Espagne, © Patricia Rodríguez-González). Le terme de ripisylve est souvent associé à la situation A, et celui de forêt alluviale à la situation B, mais le mot « ripisylve » est aussi parfois utilisé dans un sens générique.

À ce jour, il n'existe pas d'étude exhaustive de la structure des forêts riveraines des cours d'eau à l'échelle de la France métropolitaine. Cependant, il est possible d'approcher la diversité des situations sur la base des données collectées notamment dans le cadre de différents protocoles de caractérisation des masses d'eau et des pressions qu'elles subissent. Par exemple, grâce aux outils Syrah-ce (Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau) et Prhymo (Pressions et risques d'altération hydromorphologique des cours d'eau de métropole et d'outre-mer), développés par l'OFB en collaboration avec des organismes de recherche et des bureaux d'études, des taux de boisement dans des enveloppes de largeur fixe de part et d'autre du cours d'eau ont été estimés pour environ 250 000 km du réseau hydrographique français (Grosprêtre et Kreutzenberger, 2024). À partir de ces informations, il est possible d'estimer que, en valeur absolue, les superficies boisées représentent en France 272 600 ha, et 1264 700 ha lorsqu'elles sont évaluées au sein de zones riveraines respectivement de 10 et 60 m (et des taux médians de boisement respectivement de 60 % et de 37 %). En valeur relative, les taux de boisement dans les 10 m des bassins Artois-Picardie et Seine-Normandie sont inférieurs à 0,45 ha/km, alors qu'ils sont proches de 0,52 pour les bassins Loire-Bretagne et Rhin-Meuse, et supérieurs à 0,69 pour les autres². De plus, ces informations mettent en évidence que (figure 1.2) :

² À titre d'indication, un taux de 0,6 a été mis en évidence comme correspondant statistiquement à une bonne qualité de cours d'eau en France par Van Looy *et al.* (2013), et une étude réalisée en Finlande montre que la qualité écologique des tronçons présentant ce taux est supérieure d'une classe d'évaluation par rapport à des tronçons présentant un taux de 0,1 (Tolkkinen *et al.*, 2021).

- pour les grands cours d'eau, la situation majoritaire est celle d'une présence de boisements, mais des boisements fragmentés ;
- pour les petits cours d'eau, dans une bande de 60 m, toutes les configurations sont présentes ;
- la comparaison des taux de boisement entre les deux largeurs prises en compte montre que pour 59 % du réseau la bande de 10 m est plus boisée que la bande de 60 m (ce qui doit correspondre à la situation A de la figure 1.1).

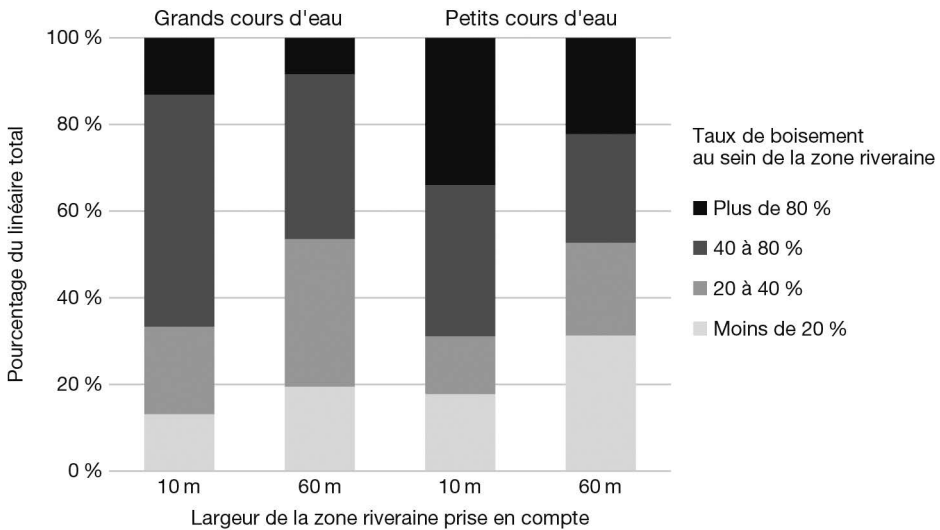


Figure 1.2. Distribution des linéaires de cours d'eau en fonction du pourcentage de boisement dans la zone riveraine. La taille des cours d'eau est définie sur la base des rangs de Stralher, inférieure ou égale à 3 pour les petits et supérieure ou égale à 4 pour les grands (source : données Phymo, in Grosprêtre et Kreutzenberger, 2024).

Diversité des physionomies et des compositions

La zone riveraine des cours d'eau est caractérisée par une forte diversité interne des conditions biophysiques, ce qui se traduit par la présence d'habitats différents sur des espaces relativement réduits. Il est ainsi possible de caractériser les différents types de forêts riveraines en fonction des unités écologiques qu'elles accueillent. Les critères les plus utilisés pour décrire ces unités sont la composition floristique ainsi que les conditions topographiques, pédologiques et hydrologiques (figure 1.3). Mais la description peut aussi s'appuyer sur des critères tels que l'âge, le caractère spontanée/artificiel, la présence d'espèces exotiques ou l'état de conservation (voir chapitre 4). Historiquement, ce travail a surtout été réalisé le long des grands cours d'eau (Schnitzler-Lenoble, 2007).

Formellement, il existe de nombreuses démarches (plus ou moins structurées) reposant sur tout ou partie de ces critères. Par exemple, les travaux menés en phytosociologie depuis près de cent ans proposent des typologies qui incluent les habitats riverains, que ce soit à l'échelle locale, régionale ou continentale

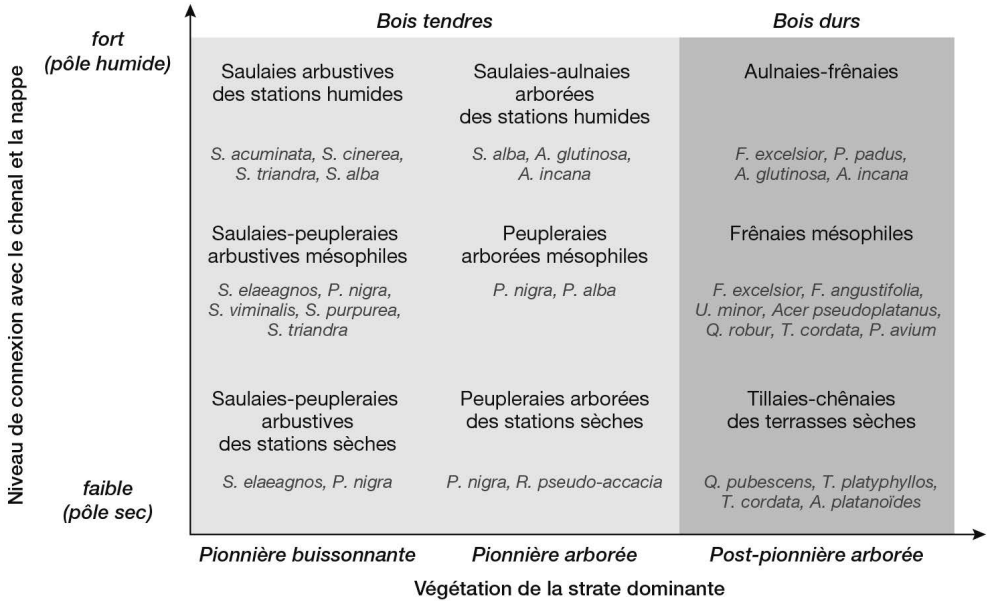


Figure 1.3. Exemple d’unités végétales des milieux riverains en France métropolitaine. Les espèces sont données à titre indicatif (Dufour et Piégay, 2004).

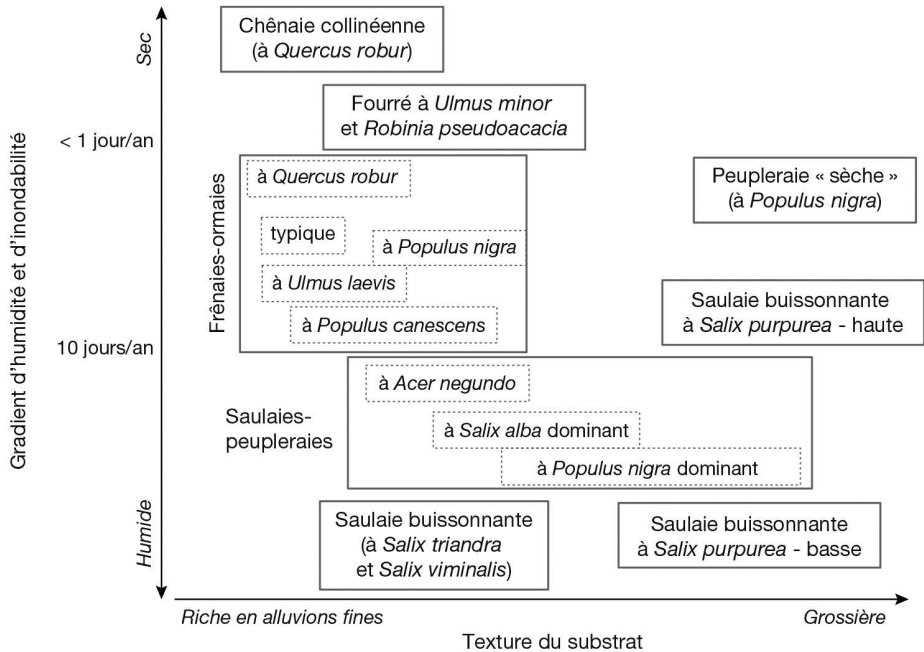


Figure 1.4. Principales communautés forestières du lit endigué de la Loire moyenne (source : Cornier, 1998).

(ex. : Loiseau et Braque, 1972 ; Douda *et al.*, 2016 ; voir aussi principalement les types F9 et G1.1 à G1.3 dans la typologie européenne Eunis). Par exemple, dans une synthèse sur les forêts et les landes qui bordent les cours d'eau, Mandžukovski *et al.* (2021) distinguent cinq groupes (chaque groupe, selon une logique emboîtée, comprenant plusieurs sous-groupes) :

- forêts riveraines et alluviales (*Alno glutinosae-Populetea albae*) ;
- fourrés et forêts à saules et tamaris (*Salicetea purpureae*) ;
- forêts marécageuses (*Alnetea glutinosae*) ;
- fourrés marécageux (*Franguletea*) ;
- fourrés thermo et mésoméditerranéens (*Nerio-Tamaricetea*).

Il existe également toute une collection de typologies phytosociologiques « locales » développées dans différents contextes. Ainsi, les grands cours d'eau français ont fait l'objet de descriptions spécifiques, que ce soit le Rhône, le Rhin, la Loire, l'Ain, l'Isère, la Durance, etc. (Pautou, 1984 ; Pautou et Girel, 1986 ; Schnitzler, 1988 ; Varésé, 1993). Par exemple, pour la Loire, Cornier (1998) distingue 47 habitats, dont une quinzaine dominés par des espèces ligneuses. Ces habitats se distinguent évidemment par leur composition floristique, mais témoignent aussi de conditions hydrologiques et pédologiques contrastées (figure 1.4).

Conclusion

Sous l'influence de nombreux facteurs climatiques, hydrologiques, morphologiques, humains, etc., les forêts riveraines de cours d'eau présentent une diversité importante aussi bien en matière d'agencement spatial que de physionomie et de composition. Cette diversité a au moins deux conséquences majeures. Premièrement, cela rend difficile l'établissement de typologies générales, applicables quels que soient le contexte et l'échelle spatiale. Ainsi, l'utilisation d'une typologie doit nécessairement être précédée d'une clarification de son objectif et du cadre géographique concerné. Deuxièmement, l'évaluation opérationnelle des forêts riveraines de cours d'eau, aussi bien sur le plan des fonctions qu'elles assurent que sur les états de référence qui peuvent guider les actions de gestion, doit nécessairement intégrer cette diversité et ne pas la considérer comme un objet homogène dans l'espace et stable dans le temps.

Références bibliographiques

- Beechie T.J., Liermann M., Pollock M.M., Baker S., Davies J., 2006. Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology*, 78 (1-2), 124-141. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.01.030>
- Bendix J., Stella J.C., 2013. Riparian vegetation and the fluvial environment: a biogeographic perspective. *Treatise on Geomorphology*, Elsevier, 53-74. <https://doi.org/10.2307/2426208>
- Castro J.M., Thorne C.R., 2019. The stream evolution triangle: integrating geology, hydrology and biology. *River Research and Applications*, 35, 315-326. <https://doi.org/10.1002/rra.3421>

- Corenblit D., Baas A., Balke T., Bouma T., Fromard F. *et al.*, 2015. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water-terrestrial interfaces world-wide: biogeomorphic feedbacks along water-terrestrial interfaces. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 1363-1376. <https://doi.org/10.1111/geb.12373>
- Cornier T., 1998. *Essai de typologie écologique des communautés végétales du lit de Loire*, DIREN Centre, 47 p.
- Douda J., Boublík K., Slezák M., Biurrun I., Nociar J. *et al.*, 2016. Vegetation classification and biogeography of European floodplain forests and alder carrs. *Applied Vegetation Science*, 19 (1), 147-63. <https://doi.org/10.1111/avsc.12201>
- Dufour S., 2005. Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines des cours d'eau du bassin rhodanien (Ain, Arve, Drôme, Rhône). Thèse de doctorat, université Lyon-3, 244 p.
- Dufour S., 2018. Une approche géographique de la végétation et de la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux. HDR, université Rennes-2, 270 p.
- Dufour S., Piégay H., 2004. *Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau*, ONF, Agence RMC, CNRS, université Lyon-3, 132 p.
- Dufour S., Rodríguez-González P.M., 2019. *Définition des zones riveraines et de la végétation riveraine : principes et recommandations*, COST Action, Converges, 20 p.
- Grosprêtre L., Kreutzenberger K., 2024. Plateforme Pressions et risques d'impacts hydromorphologiques (PRHYMO) : rapport méthodologique. Dynamique Hydro et Office français de la biodiversité, 105 p.
- Loiseau J.E., Braque R., 1972. Flore et groupements végétaux du lit fluvial dans le bassin de la Loire moyenne. *Études ligériennes*, 11, 99-167.
- Mandžukovski D., Čarni A., Sotirovski K. (eds), 2021. *Interpretative Manual of European Riparian Forests and Shrublands*, Ss Cyril and Methodius University in Skopje, Skopje, 158 p.
- Malanson G.P., 1993. *Riparian Landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge, New York, 296 p.
- Pautou G., 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon. *Documents de cartographie écologique*, 27, 43-64.
- Pautou G., Girel J., 1986. La végétation de la basse plaine de l'Ain : organisation spatiale et évolution. *Documents de cartographie écologique*, 29, 75-96.
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C., 2003. *Les Forêts riveraines des cours d'eau*, IDE, Paris, 464 p.
- Preux T., Augier A., Laslier M., Dufour S., Magueur A., 2019. L'enfrichement des milieux humides en Bretagne. Rapport scientifique du programme ÉcoFriche, FMA, université Rennes-2, LETG-Rennes, 128 p.
- Riis T., Kelly-Quinn M., Aguiar F.C., Manolaki P., Bruno D. *et al.*, 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70 (6), 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T. *et al.*, 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86, 56-62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Schnitzler A., 1988. Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan (plaine rhénane centrale d'Alsace). Thèse de doctorat, université Louis-Pasteur, 498 p.
- Schnitzler-Lenoble A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe*, Lavoisier, Tec&Doc, Paris, 387 p.

- Tolkkinen M., Vaarala S., Aroviita J., 2021. The importance of riparian forest cover to the ecological status of agricultural streams in a nationwide assessment. *Water Resources Management*, 35 (12), 4009-20. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02923-2>
- Van Looy K., Tormos T., Ferréol M., Villeneuve B., Valette L. *et al.*, 2013. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408, 06. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013041>
- Varésé P., 1993. Les groupements ligneux riverains de la basse Durance (Provence). *Colloques phytosociologiques*, XXII, 566-593.

2

Fonctions et services associés aux forêts riveraines des cours d'eau

Cybill Staentzel

Tous les écosystèmes sont des systèmes ouverts et, en tant que tels, leur persistance nécessite un flux continu d'énergie et de matière. Ils hébergent des organismes aux rôles spécifiques qui se sont adaptés les uns aux autres ainsi qu'aux conditions abiotiques de leur environnement, formant ainsi une unité globale en interaction. Les fonctions d'un écosystème font référence aux processus écologiques vitaux jouant un rôle dans son maintien et sa robustesse, et incluant entre autres ce flux continu d'énergie et de matière (Chapin *et al.*, 1997). L'étude des fonctionnalités d'un écosystème consiste ainsi à évaluer sa capacité à maintenir un état stable dynamique, robuste et intègre face aux enjeux et aux pressions qui s'exercent. Les forêts riveraines des cours d'eau présentent de nombreuses fonctions, distinctes de celles des autres écosystèmes ; citons leur capacité à dissiper l'énergie du courant, à stabiliser les berges, à réguler le microclimat, à créer des zones-refuges et à soutenir une biodiversité singulière inféodée à une végétation hygrophile (Singh *et al.*, 2021). Elles puisent notamment leur singularité dans cette composition végétale spécifique, caractérisée par une tolérance aux submersions par les eaux. Le terme de « fonction » désigne des processus intrinsèques aux écosystèmes, non directement liés aux valeurs attribuées par les êtres humains, alors que celui de « services écosystémiques » renvoie aux bénéfices que les sociétés tirent de ces fonctions (Fu *et al.*, 2013). Souhaitant susciter une prise de conscience de cette dépendance des sociétés humaines aux écosystèmes et à la biodiversité, mais également des conséquences économiques de la dégradation environnementale, les biologistes de la conservation ont proposé le concept de service dans les années 1960-1970 (Daily *et al.*, 1997). Dans sa version actuelle, le concept de service écosystémique est défini comme la contribution des écosystèmes naturels au bien-être humain, qui découle de l'interaction des processus biotiques et abiotiques (Haines-Young et Potschin, 2010). Ce chapitre propose d'étudier les fonctionnalités des forêts riveraines de cours d'eau et d'identifier les potentiels services associés et connus à ce jour comme répondant à une demande sociale. Il met également en lumière les conditions et les marqueurs de la bonne réalisation des fonctions écologiques soutenues par les forêts riveraines de cours d'eau.

Panel des fonctions et des services associés

Nous aborderons principalement les fonctions physiques qui concernent les processus et les mécanismes influençant la structure et la dynamique de ces écosystèmes, et dont découlent des services. La caractérisation et l'évaluation des services écosystémiques sont étroitement liées à des aspects connexes, c'est-à-dire sociétaux, politiques, voire économiques, non développés dans ce chapitre. Par ailleurs, la fonction de support à l'habitat pour la biodiversité est abordée au chapitre 7 et ne sera pas détaillée ici.

Accumulation de matière organique, séquestration et stockage de carbone

Tiegs *et al.* (2019) explorent les modèles globaux de décomposition de la matière organique dans les rivières et les forêts riveraines. Ils mettent en évidence des différences significatives dans les taux de décomposition entre les forêts riveraines et les rivières à travers le monde. En effet, les forêts riveraines fonctionnent comme des réservoirs où la matière organique s'accumule lentement en raison de la faible vitesse de décomposition par rapport aux cours d'eau (Battin *et al.*, 2008). Cela s'explique par les conditions singulières offertes par la végétation (humidité et ombrage) qui ralentissent la décomposition de la matière organique et qui permettent à cette dernière de s'accumuler et de séquestrer du carbone dans les sols et la biomasse végétale. Les rivières, en revanche, sont des *hot-spots* de traitement rapide du carbone. Le courant favorise l'oxygénation et le brassage de la matière organique, augmentant ainsi la vitesse de décomposition, même si une partie du carbone des rivières est également transportée vers des milieux marins ou des zones de dépôt, où il peut être stocké à plus long terme. Ainsi, les forêts riveraines contribuent aux cycles biogéochimiques impliquant les flux de matière et d'énergie à l'origine de la qualité des eaux (Dosskey *et al.*, 2010).

Services associés

La séquestration et le stockage de carbone dans les sols et la biomasse végétale contribuent à réduire la concentration de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, considéré comme un gaz à effet de serre majeur responsable du réchauffement climatique. Ce stockage à long terme aide à limiter l'augmentation globale des températures et les conséquences associées. La préservation, voire la restauration des ripisylves le long des linéaires de cours d'eau est dorénavant perçue comme une stratégie d'atténuation du dérèglement climatique (Capon *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2023).

Dissipation de l'énergie du courant et régulation d'événements hydrologiques extrêmes

Les forêts riveraines de cours d'eau jouent un rôle clé dans la régulation des processus hydrodynamiques et morphologiques des écosystèmes fluviaux (voir chapitre 5). Elles agissent comme des barrières mécaniques plus ou moins rugueuses, réduisant la vitesse des écoulements, limitant l'érosion des berges et encourageant l'infiltration du ruissellement (Tabacchi *et al.*, 2000; pour des valeurs de rugosité, voir

Arcement et Schneider, 1989 ; Barinas *et al.*, 2024). Ce rôle leur permet d'assurer une fonction de tampon, offrant au cours d'eau la flexibilité nécessaire pour ajuster son équilibre dynamique et développer une diversité de faciès morphodynamiques (Del Tánago *et al.*, 2021). La régulation des crues, à travers le stockage temporaire de l'eau et le ralentissement des écoulements (notion de rugosité végétale, Piégay *et al.*, 2003), peut être favorisée par la présence de transitions douces entre le lit mineur et les berges (proximité topographique), caractéristiques des forêts riveraines en bon état de conservation (Wasson *et al.*, 1998 ; Tabacchi *et al.*, 2000). D'autre part, la présence de forêts riveraines en bon état de conservation peut prévenir certains effets d'étiages sévères, en réduisant par exemple l'évaporation directe de l'eau de surface grâce au microclimat plus frais et plus humide qu'elles génèrent – tout en demeurant une communauté vivante, ayant ses propres besoins en eau.

Services associés

Face aux phénomènes météorologiques extrêmes, de plus en plus fréquents et intenses avec le dérèglement climatique, la protection et la restauration des forêts riveraines sont identifiées comme une stratégie concrète dans la gestion du risque d'inondation pour les populations humaines. Toutefois, l'efficacité de ce mécanisme reste conditionnée : elle est limitée dans les secteurs où la végétation rivulaire intercepte peu les flux d'eau ou lors d'événements hydrologiques intenses, qui dépassent la capacité de rétention de la végétation. Ce rôle d'atténuation s'exerce surtout lors de crues à longue période de retour et dans des tronçons suffisamment continus, où les forêts alluviales peuvent déployer leur effet sur une distance significative (Piégay *et al.*, 2003). En revanche, dans des contextes plus encaissés, ce bénéfice devient plus marginal.

Stabilisation et protection des berges

La protection des berges des cours d'eau repose principalement sur le processus de stabilisation des sédiments et sur l'augmentation de la cohésion des sols, permettant de limiter l'érosion et les risques d'effondrement. Les racines profondes et enchevêtrées de certaines essences végétales pénètrent et lient les couches de sédiments, augmentant ainsi la stabilité des sols (Simon et Collison, 2002). Certaines espèces sont particulièrement adaptées à ce rôle. Evette *et al.* (2012) ont analysé 95 espèces utilisées pour la protection des berges contre l'érosion, dont 23 espèces de saules (*Salix* spp.) et 4 espèces d'aulnes (*Alnus* spp.). Ces espèces, dites « pionnières », font partie intégrante de la végétation typique des

Services associés

Traditionnellement, les méthodes de contrôle de l'érosion s'appuient sur des solutions de génie civil, comme les protections en béton, les gabions ou les enrochements. Cependant, ces méthodes perdent en popularité dans les opérations d'aménagement des cours d'eau, car elles apportent peu de bénéfices environnementaux et entraînent une homogénéisation des berges ainsi qu'une perte de diversité des habitats due à la déconnexion entre le cours d'eau et la végétation. En revanche, l'utilisation de la végétation typique des forêts riveraines de cours d'eau offre une alternative plus durable et bénéfique (Evette *et al.*, 2012). Elle permet de modérer l'érosion naturellement, en créant un espace de mobilité pour le cours d'eau, tout en protégeant les infrastructures humaines et en préservant la biodiversité et les services écosystémiques.

forêts riveraines de cours d'eau (voir chapitre 11). Il est toutefois important de préciser que certaines plantations, notamment de résineux ou de cultivars de peupliers en fond de vallée, peuvent entraîner une instabilité accrue des berges lors d'événements extrêmes en raison de leur enracinement superficiel, comme cela a été observé localement après des tempêtes.

Filtre et rétention des pollutions

Un rôle fondamental des forêts riveraines de cours d'eau réside dans la rétention et la filtration des polluants, en captant les nutriments et les substances toxiques, et protégeant ainsi la qualité des cours d'eau. Par leur capacité à réduire les concentrations en azote (nitrates), en phosphore, en pesticides et en métaux lourds, elles agissent comme des tampons naturels entre les terres agricoles et les milieux aquatiques (Wenger, 1999). Les tampons forestiers établis peuvent réduire de 57 % l'approvisionnement en nitrate (NO_3) et de 66 % celui en phosphore dans le sol en été, comparé aux zones non boisées voisines, limitant ainsi les apports excessifs de nutriments aux cours d'eau et réduisant les risques d'eutrophisation (Fortier *et al.*, 2015). La forte stratification des forêts riveraines en bon état de conservation permet aussi d'assurer des barrières biologiques et chimiques efficaces par la présence de la strate herbacée, à travers des processus tels que la dénitrification microbienne, l'absorption des polluants par les racines et leur stockage dans les tissus végétaux (Cole *et al.*, 2020).

Services associés

En capturant et en filtrant des substances telles que les métaux lourds, les pesticides et les excès de nutriments (nitrates et phosphates), ces écosystèmes contribuent à l'amélioration de la qualité des ressources en eau (Gregory *et al.*, 1991). Cette action réduit les risques de contamination des ressources en eau potable et diminue ainsi les coûts associés au traitement de l'eau pour la consommation humaine. En limitant l'eutrophisation des cours d'eau, les forêts riveraines garantissent également la pérennité d'habitats sains et une biodiversité moins exposée. En outre, en minimisant l'exposition aux polluants, elles protègent la santé humaine et maintiennent des environnements aquatiques propices aux activités économiques et récréatives comme la pêche et la baignade, contribuant ainsi au bien-être des communautés locales.

Régulation de la température par l'ombrage

En l'absence de ripisylve, et de son ombrage le long des linéaires de cours d'eau, plus de 90 % de l'énergie provenant du rayonnement solaire direct est transmise au cours d'eau, faisant de ce rayonnement la principale source de réchauffement diurne (Beschta, 1997). Cette végétation de berge participe donc directement à la régulation thermique des cours d'eau. Une étude réalisée dans la région du Pacifique Nord-Ouest aux États-Unis a révélé que la suppression de la végétation riveraine entraînait une augmentation de 7 °C des températures maximales, ces hausses se produisant plus tôt dans la saison estivale (Johnson et Jones, 2000). Cet effet est particulièrement significatif lors des épisodes de chaleur estivale

(Pletterbauer *et al.*, 2018). En modérant la lumière disponible pour les processus photosynthétiques, les ripisylves contrôlent également la croissance des algues et autres organismes photosynthétiques, contribuant ainsi à un équilibre écologique plus stable dans l'écosystème aquatique (Mulholland *et al.*, 2001). De manière plus globale, les forêts riveraines de cours d'eau contribuent à réduire l'évaporation à la surface des cours d'eau.

Services associés

La ripisylve joue un rôle crucial en fournissant de l'ombrage, ce qui permet, durant la saison de végétation, de maintenir des températures plus basses dans l'eau et le long des berges. Cela contribue à la préservation des niveaux d'oxygène dissous dans l'eau, essentiels à la survie des poissons et autres organismes aquatiques, dont certaines activités économiques dépendent (approvisionnement). En plus de son effet sur l'eau, cet ombrage génère une fraîcheur naturelle le long des rives, réduisant les températures ambiantes durant les périodes de forte chaleur, ce qui est particulièrement apprécié dans les espaces de loisirs et de promenade. Par ailleurs, la ripisylve aide à limiter la prolifération des algues et des plantes aquatiques envahissantes, protégeant ainsi la qualité de l'eau et la beauté des paysages, ce qui profite aux activités de pêche et aux usages récréatifs des cours d'eau.

Dispersion des vents secs

Le vent influence les échanges de chaleur sensible et latente entre l'eau et l'air, notamment lorsque les températures diffèrent. Ces échanges créent des turbulences qui peuvent perturber l'équilibre du milieu aquatique, impactant les habitats de la faune piscicole et benthique. En protégeant les cours d'eau des vents secs et rapides, les forêts riveraines de cours d'eau créent un microclimat frais et humide, offrant des conditions favorables à la faune (Gregory *et al.*, 1991). La réduction de la vitesse du vent peut également contribuer à limiter les phénomènes d'érosion excessive des berges, notamment dans des secteurs fragilisés, participant ainsi au maintien d'un équilibre sédimentaire fonctionnel et à la préservation d'une diversité d'habitats aquatiques et rivulaires (Englund *et al.*, 2021). Par ailleurs, en période de sécheresse, cette atténuation du vent et le maintien d'un microclimat local plus humide peuvent également constituer un obstacle naturel face au risque d'incendie, en réduisant la propagation potentielle du feu dans les zones ripariennes.

Services associés

La création d'un microclimat frais et humide autour des cours d'eau, en limitant les vents secs et rapides, présente plusieurs avantages pour les populations humaines, notamment pour les cultures agricoles de proximité. En réduisant la vitesse des vents, les forêts riveraines des cours d'eau favorisent une meilleure rétention de l'humidité dans les sols, ce qui réduit la demande en irrigation pour les cultures, surtout durant les périodes de chaleur et de sécheresse. Cela contribue à économiser l'eau et à soutenir une agriculture plus durable. Par ailleurs, la protection contre l'érosion permet de préserver les sols agricoles en maintenant leur fertilité, réduisant ainsi les pertes de terres cultivables. Ce microclimat plus stable améliore aussi le confort des zones habitées et fréquentées pour les activités récréatives.

Conservation et richesse des sols vivants

Les types de sols présents dans les forêts riveraines des cours d'eau dépendent des processus hydrologiques, sédimentaires et pédologiques propres à ces écosystèmes. L'accumulation de sédiments fins, comme l'argile et le limon, transportés par l'eau est prédominante par rapport à l'érosion ou au retrait de matériaux du sol dans les forêts riveraines de cours d'eau (Carbiener et Schnitzler, 1990). L'inondation régulière des sols alluviaux apporte une grande quantité de matériaux riches en éléments nutritifs, mais également en matière organique. Cette matière est décomposée par les micro-organismes présents dans le sol, contribuant à un enrichissement continu, les rendant fertiles.

Services associés

Les sols alluviaux agissent comme des réservoirs, stockant l'eau temporairement et alimentant les nappes phréatiques, essentielles pour l'irrigation et l'usage domestique. Au-delà de leur contribution à améliorer la qualité des eaux, ces sols abritent une large gamme d'organismes spécialisés, comme certains insectes, champignons et bactéries, chacun jouant un rôle dans la transformation et la disponibilité des nutriments. Ces microhabitats favorisent les processus de décomposition à différentes vitesses, maintenant une libération continue de nutriments et soutenant ainsi une biodiversité élevée (Dias *et al.*, 2017).

Corridor et connectivité écologique

Les ripisylves jouent un rôle essentiel en tant que corridors écologiques, permettant le déplacement des espèces et la dispersion des graines le long des cours d'eau. Elles facilitent ainsi les échanges génétiques et la migration des espèces en réponse aux changements environnementaux (Gregory *et al.*, 1991). Ces corridors créent un réseau écologique continu, particulièrement vital dans des paysages fragmentés ou peu boisés – largement influencés par l'activité humaine (Naiman *et al.*, 1993 ; Tockner et Ward, 1999). Les ripisylves n'ont pas besoin d'être uniformément denses et peuvent inclure des trouées ou des zones de végétation plus claire, offrant ainsi une variété de structures qui est bénéfique pour de nombreuses espèces comme les chiroptères (Buono *et al.*, 2019). En favorisant la connectivité entre les écosystèmes, les ripisylves soutiennent la survie de nombreuses espèces de flore et de faune, en particulier les espèces migratrices et celles qui dépendent de milieux diversifiés pour leur cycle de vie, telles que les amphibiens, les insectes

Services associés

En facilitant le déplacement des espèces et en maintenant des populations animales et végétales saines, les forêts riveraines de cours d'eau contribuent à la stabilité des écosystèmes. De cette stabilité découlent des services écosystémiques importants comme la pollinisation et le contrôle des nuisibles, ce qui est précieux dans les systèmes agricoles adjacents (Cole *et al.*, 2015). Cette connectivité aide à maintenir également la diversité génétique, rendant les écosystèmes plus résilients face aux perturbations climatiques et aux maladies. Par ailleurs, la présence d'une ripisylve le long des linéaires de cours d'eau crée des paysages plus attrayants, renforçant le caractère naturel, voire patrimonial du cours d'eau concerné.

pollinisateurs et les petits mammifères (Sabo *et al.*, 2005). Ces corridors linéaires sont également cruciaux pour renforcer la connectivité des milieux en facilitant les déplacements des espèces face aux pressions climatiques et anthropiques, contribuant ainsi à l'adaptation des populations et au maintien de la biodiversité à l'échelle régionale (Tockner et Ward, 1999). Les forêts alluviales, quant à elles, constituent des réservoirs de biodiversité et sont souvent considérées comme des zones à fort potentiel pour devenir des îlots de sénescence.

Production de biomasse végétale et recrutement de bois en rivière

Selon Balian et Naiman (2005), la densité et la production de biomasse en bois dans certaines forêts riveraines sont significatives et peuvent atteindre plusieurs tonnes par hectare sous des conditions optimales (voir chapitre 14 et fiche 3). Le recrutement de ce bois en rivière est un élément clé de diversification des habitats aquatiques et riverains des lits fluviaux par son impact local sur la dynamique fluviale (Wohl *et al.*, 2019). Le bois mort forme des zones de rétention des sédiments et des refuges contre les courants, favorisant ainsi la diversité structurale des habitats aquatiques (Gurnell *et al.*, 2002). Ces apports favorisent la productivité des écosystèmes aquatiques en équilibrant les flux de matière organique, essentiels pour la faune aquatique. Par exemple, les accumulations de bois au sein du lit mineur et des retenues d'eau permettent la création de refuges pour la faune piscicole, tout en favorisant le développement de microhabitats lenticques pour la faune benthique et pour une grande variété d'insectes (Le Lay et Piégay, 2007 ; voir chapitre 13). *In fine*, la présence de bois mort dans les rivières joue également un rôle crucial dans la résilience des cours d'eau face aux perturbations, car il stabilise la structure du lit des rivières et soutient la connectivité entre les zones aquatiques et terrestres.

Services associés

Les forêts riveraines représentent une opportunité pour la valorisation locale de la biomasse végétale toutes strates confondues, pour le chauffage et la production de biogaz vert, pouvant réduire la dépendance aux combustibles fossiles et soutenir la production locale de bioénergie (Riis *et al.*, 2020). Cependant, les pratiques non durables de coupe à blanc, souvent utilisées pour maximiser la récolte de bois, peuvent avoir des effets néfastes sur ces écosystèmes. Ces pratiques éliminent la couverture végétale nécessaire pour stabiliser les berges, favorisant ainsi l'érosion et augmentant le risque de sédimentation dans les cours d'eau (Gurnell *et al.*, 2002). Des ressources telles que des herbes, des baies, et notamment des champignons, peuvent être rendues disponibles par les conditions singulières des forêts riveraines de cours d'eau. Enfin, la production de bois d'œuvre est également une source de valeur potentielle, même si les possibilités de cette production en milieu alluvial sont particulières du fait des conditions biophysiques et des enjeux de biodiversité élevés (Dumas, 2004).

Fonction de support à l'habitat pour la biodiversité

Cette fonction de support à l'habitat se réfère à la capacité d'accueil et de soutien à la biodiversité des forêts riveraines de cours d'eau en tant que zones de refuge,

de reproduction et d'alimentation pour un grand nombre de groupes taxonomiques – des insectes aquatiques aux non aquatiques, des poissons aux petits mammifères (voir chapitre 7).

Services culturels directs et indirects

Comme la plupart des écosystèmes, en particulier lorsqu'ils sont en bon état écologique, les forêts riveraines de cours d'eau fournissent des services culturels directs et indirects (Riis *et al.*, 2020). Les services directs sont ceux qui nécessitent une présence physique en nature comme la randonnée, l'écotourisme, l'observation des animaux ou encore la connexion spirituelle à la nature (relaxation). À l'inverse, d'autres services, dits « indirects », ne nécessitent pas obligatoirement de présence physique dans le milieu. Il s'agit d'une contribution à la connaissance scientifique, à l'éducation, à l'identité locale (patrimoniale), à la beauté des paysages régionaux, à des croyances ou symboles et à la production artistique.

Conditions à la réalisation de ces fonctions

La configuration spatiale, la structure et la composition spécifique de la végétation des forêts riveraines (voir chapitre 1) sont trois composantes clés pour garantir la bonne réalisation et le maintien des fonctions écologiques susmentionnées. La largeur est peut-être la seule caractéristique qui a été suffisamment discutée afin de trouver le meilleur compromis entre l'utilisation des terres et la réalisation des fonctions écologiques (Stutter *et al.*, 2021). Il s'avère qu'elle apparaît centrale, notamment pour les fonctions physiques (figure 2.1). Par exemple, une zone tampon de 3 à 10 m est suffisante pour piéger les sédiments et filtrer les nutriments, tandis qu'une zone tampon plus large, de 30 m, permet de stabiliser la température de l'eau et d'assurer une plus grande diversité végétale et animale – du moins dans les petits cours d'eau (Sweeney et Newbold, 2014). D'autres auteurs mettent en évidence l'importance de préserver la continuité longitudinale plutôt que la largeur, notamment pour la qualité des eaux (Brumberg *et al.*, 2021). Certaines fonctions comme la séquestration et le stockage du carbone présentent un grand nombre de paramètres qui conditionnent sa réalisation, alors que d'autres, comme la dissipation des vents secs, sont limitées à quelques paramètres comme la topographie, le couvert végétal et la largeur de la ripisylve (Ruel *et al.*, 2001). La dissipation de l'énergie du courant est largement associée à la connexion de la berge au lit majeur (Swanson *et al.*, 1982). La composition de la végétation joue également un rôle important sur la bonne réalisation des fonctions physiques, comme la présence de bois tendre pour la stabilisation et la protection des berges (Evette *et al.*, 2012) ou le couvert de la strate herbacée pour la rétention des pollutions. La régulation de la température par l'ombrage dépend de paramètres plus singuliers, comme la largeur du cours d'eau, la topographie ou l'orientation (figure 2.1; Tabacchi *et al.*, 1998; Marteau *et al.*, 2022). En ce qui concerne les fonctions d'habitats, les conditions à leur bonne réalisation sont majoritairement

Fonctions physiques

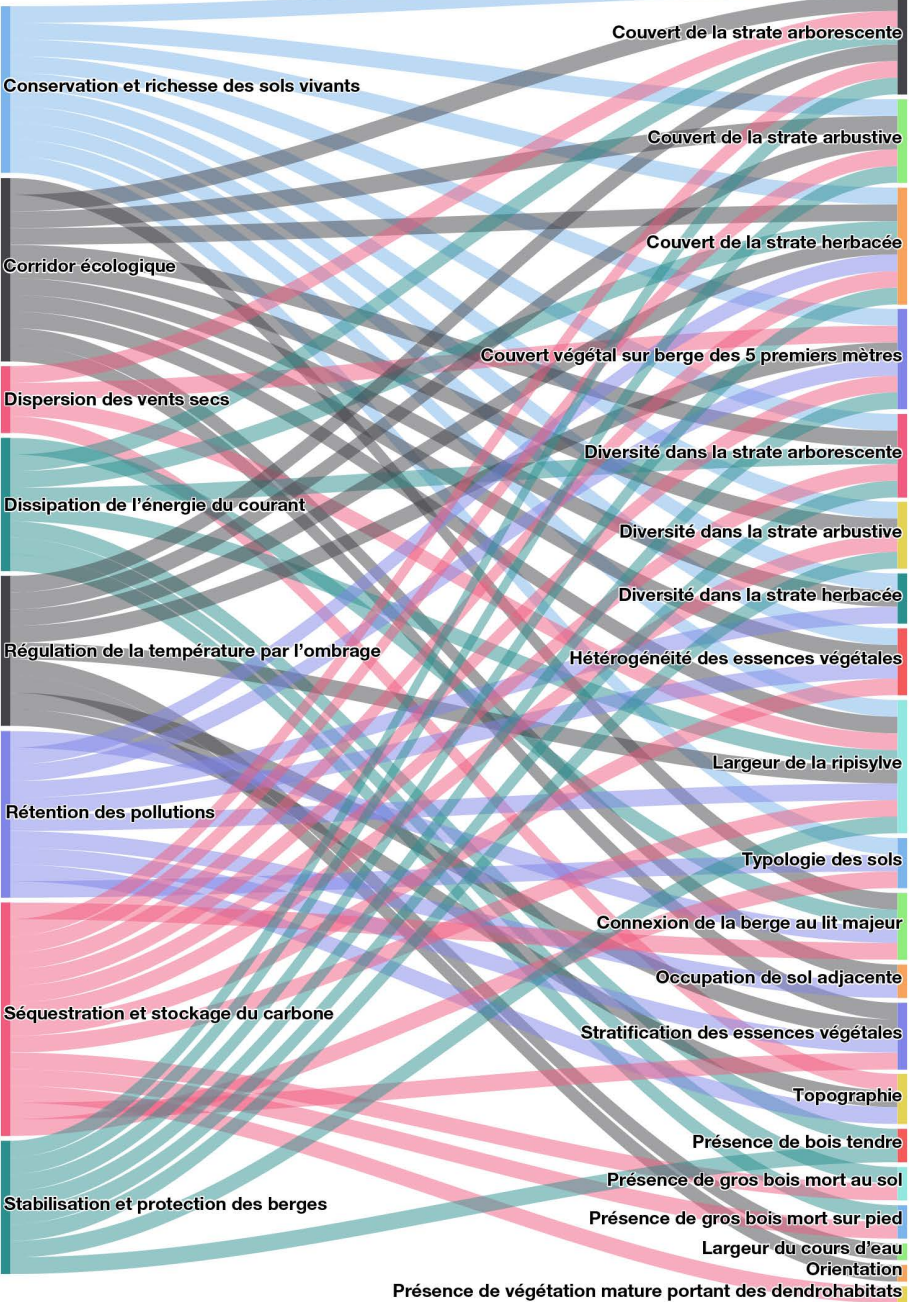


Figure 2.1. Conditions de réalisation des fonctions physiques. Les paramètres de configuration spatiale, de structure et de composition végétale sont parmi ceux les plus souvent mentionnés dans la littérature (le format html interactif ainsi que la figure concernant les fonctions de support à l'habitat sont disponibles au lien suivant : <https://live.unistra.fr/live/annuaire/staentzel-cybill>).

reliées à l'hétérogénéité et à la complexité des essences végétales, au couvert végétal toutes strates confondues, à la connexion de la berge au lit majeur, à la présence de gros bois mort au sol ou sur pied et à la présence de végétation mature portant des dendromicrohabitats. Pour les chiroptères, quelques caractéristiques changent, notamment le besoin d'espaces plus ouverts mais végétalisés par la strate herbacée (Nelson et Gillam, 2020). L'efficacité des fonctions varie aussi selon des facteurs externes tels que les conditions hydrologiques, le climat et les perturbations anthropiques. Par exemple, la réalisation de certaines fonctions peut être altérée par la présence d'espèces exotiques envahissantes, comme la stabilisation et la protection des berges, voire la disponibilité en habitats pour la faune.

Conclusion

Les forêts riveraines de cours d'eau se distinguent par leur capacité à conjuguer un grand nombre de fonctions écologiques avec une dynamique singulière. Leur rôle tampon, véritable bouclier naturel, contribue à préserver des ressources essentielles, tout en soutenant des fonctions vitales pour la biodiversité et les populations humaines. Préserver, voire restaurer les conditions optimales pour la réalisation des fonctions écologiques de ces écosystèmes ne se limite pas à garantir le maintien de leurs services (Capon et Pettit, 2018). Cela contribue à renforcer leur résilience face à la multiplication des pressions anthropiques et des changements globaux (Stella et Bendix, 2019 ; Johnson *et al.*, 2020).

Remerciements : les recherches bibliographiques de ce chapitre ont été enrichies de travaux antérieurs d'étudiants en stage : B. Gonod, L. Trutin et S. Cheruy.

Références bibliographiques

- Arcement G.J., Schneider V.R., 1989. *Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and Flood Plains Reports*, US Geological Survey, 44 p.
- Balian E.V., Naiman R.J., 2005. Abundance and production of riparian trees in the lowland floodplain of the Queets River, Washington. *Ecosystems*, 8, 841-861.
- Barinas G., Good S.P., Tullos D., 2024. Continental scale assessment of variation in floodplain roughness with vegetation and flow characteristics. *Geophysical Research Letters*, 51, e2023GL105588.
- Battin T.J., Kaplan L.A., Findlay S., Hopkinson C.S., Marti E. *et al.*, 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 1 (2), 95-100.
- Beschta R.L., 1997. Riparian shade and stream temperature: an alternative perspective. *Rangelands Archives*, 19 (2), 25-28.
- Brumberg H., Beirne C., Broadbent E.N., Almeyda Zambrano A.M., Almeyda Zambrano S.L. *et al.*, 2021. Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: a case study in southern Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 286, 112132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>
- Buono L., Bruhat L., Acca A., Antoine J., Cosson E., 2019. *Ripisylves méditerranéennes et chauves-souris : enjeux et conservation*, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, EDF, 64 p.

- Capon S.J., Pettit N.E., 2018. Turquoise is the new green: restoring and enhancing riparian function in the Anthropocene. *Ecological Management and Restoration*, 19, 44-53.
- Capon S.J., Chambers L.E., Mac Nally R. *et al.*, 2013. Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate change adaptation? *Ecosystems*, 16, 359-381.
- Carbiener R., Schnitzler A., 1990. Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany). *Vegetatio*, 88, 115-129.
- Chapin III F.S., Walker B.H., Hobbs R.J., Hooper D.U., Lawton J.H. *et al.*, 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277 (5325), 500-504.
- Cole L.J., Stockan J., Helliwell R., 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 296, 106891.
- Cole L.J., Brocklehurst S., Robertson D., Harrison W., McCracken D.I., 2015. Riparian buffer strips: their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 211, 207-220.
- Daily G.C., Postel S., Bawa K., Kaufman L., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Bibliovault OAI Repository, University of Chicago Press, 392 p.
- Del Tánago M.G., Martínez-Fernández V., Aguiar F.C., Bertoldi W., Dufour S. *et al.*, 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management*, 292, 112730.
- Dias A.T.C., Cornelissen J.H.C., Berg M.P., 2017. Litter for life: assessing the multifunctional legacy of plant traits. *Journal of Ecology*, 105 (5), 1163-1168. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12763>
- Dosskey M.G., Vidon P., Gurwick N.P., Allan C.J., Duval T.P. *et al.*, 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams 1. *JAWRA, Journal of the American Water Resources Association*, 46 (2), 261-277.
- Dumas S., 2004. *Les habitats forestiers de la basse vallée de l'Ain, catalogue des stations et guide de sylviculture*, Programme LIFE Nature « Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain », ONF-CREN, 36 + 22 p.
- Englund O., Börjesson P., Mola-Yudego B., Berndes G., Dimitriou I. *et al.*, 2021. Strategic deployment of riparian buffers and windbreaks in Europe can co-deliver biomass and environmental benefits. *Communications Earth and Environment*, 2 (1), 1-18. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00247-y>
- Evette A., Balique C., Lavaine C., Rey F., Prunier P., 2012. Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe. *River Research and Applications*, 28 (10), 1830-1842.
- Fortier J., Truax B., Gagnon D., Lambert F., 2015. Biomass carbon, nitrogen and phosphorus stocks in hybrid poplar buffers, herbaceous buffers and natural woodlots in the riparian zone on agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 154, 333-345.
- Fu B., Wang S., Su C., Forsius M., 2013. Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (1), 4-10.
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummins K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41 (8), 540-551.
- Gurnell A.M., Piégay H., Swanson F.J., Gregory S.V., 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47 (4), 601-619.
- Haines-Young R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*, 1, 110-139.
- Johnson L.R., Trammell T.L., Bishop T.J., Barth J., Drzyzga S. *et al.*, 2020. Squeezed from all sides: urbanization, invasive species, and climate change threaten riparian forest buffers. *Sustainability*, 12 (4), 1448.

- Johnson S.L., Jones J.A., 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (S2), 30-39.
- Le Lay Y.F., Piégay H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. *L'Espace géographique*, 36 (1), 51-64. <https://doi.org/10.3917/eg.361.0051>
- Marteau B., Piégay H., Chandesris A., Michel K., Vaudor L., 2022. Riparian shading mitigates warming but cannot revert thermal alteration by impoundments in lowland rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 47 (9), 2209-2229.
- Mulholland P.J., Fellows C.S., Tank J.L., Grimm N.B., Webster J.R. *et al.*, 2001. Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biology*, 46 (11), 1503-1517.
- Naiman R.J., Decamps H., Pollock M., 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3 (2), 209-212.
- Nelson J.J., Gillam E.H., 2020. Influences of landscape features on bat activity in North Dakota. *The Journal of Wildlife Management*, 84 (2), 382-389.
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C., 2003. *Les Forêts riveraines de cours d'eau : écologie, fonctions et gestion*, Institut pour le développement forestier, Paris, 464 p.
- Pletterbauer F., Melcher A., Graf W., 2018. Climate change impacts in riverine ecosystems. In: *Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future* (S. Schmutz, J. Sendzimir, dir.), Springer International Publishing, 203-223. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_11
- Riis T., Kelly-Quinn M., Aguiar F.C., Manolaki P., Bruno D. *et al.*, 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70 (6), 501-514.
- Ruel J.C., Pin D., Cooper K., 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143 (1-3), 105-113.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T. *et al.*, 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86, 56-62.
- Simon A., Collison A.J., 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27 (5), 527-546.
- Singh R., Tiwari A.K., Singh G.S., 2021. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, 17 (2), 195-223.
- Stella J.C., Bendix J., 2019. Multiple stressors in riparian ecosystems. *Multiple Stressors in River Ecosystems*, Elsevier, 81-110.
- Stutter M., Baggaley N., Wang C., 2021. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: a review. *Science of the Total Environment*, 757, 143982.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R., Campbell A.G., 1982. Land-water interactions: the riparian zone. In: *Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States* (R.L. Edmonds, ed.), US/IBP Synthesis Ser. 14, Stroudsburg, Hutchinson Ross Publishing Co., 267-291.
- Sweeney B.W., Newbold J.D., 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *JAWRA, Journal of the American Water Resources Association*, 50 (3), 560-584. <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>
- Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.M. *et al.*, 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40 (3), 497-516.
- Tabacchi E., Lambs L., Guilloy H., Planty-Tabacchi A.M., Muller E. *et al.*, 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14 (16-17), 2959-2976.
- Tiegs S.D., Costello D.M., Isken M.W., Woodward G., McIntyre P.B. *et al.*, 2019. Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5 (1), eaav0486.
- Tockner K., Ward J.V., 1999. Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers*, 11 (3), 293-310.
- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*, Quæ, coll. Études Cemagref, 160 p.

- Wenger S., 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Report, University of Georgia, 59 p.
- Wohl E., Kramer N., Ruiz-Villanueva V., Scott D.N., Comiti F. *et al.*, 2019. The natural wood regime in rivers. *BioScience*, 69 (4), 259-273.
- Zhang X., Ci X., Hu J., Bai Y., Thornhill A.H. *et al.*, 2023. Riparian areas as a conservation priority under climate change. *Science of the Total Environment*, 858, 1598791.

3

Vulnérabilité des forêts riveraines de cours d'eau aux changements globaux

Antoine Vernay, Fanny Dommanget, Hervé Piégay

Les forêts riveraines sont des écosystèmes extrêmement riches et précieux. Associées de manière très étroite aux rivières, elles représentent à la fois des points chauds de biodiversité et assurent des fonctions et des services écosystémiques essentiels à l'équilibre de ces milieux et de nos sociétés (voir chapitre 2). Toutefois, à l'heure de l'Anthropocène, les rapports du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2019 ; Lee *et al.*, 2023) sur l'impact des changements globaux sont de plus en plus alarmants. Partout dans le monde, des constats se dressent démontrant les modifications convergentes des communautés végétales riveraines en réponse aux pressions croissantes qu'elles subissent. En effet, que ce soit aux États-Unis, en Australie, en Europe, en Asie ou en Afrique, les publications se multiplient et alertent sur les transformations que subissent les cours d'eau et les milieux associés (Richardson *et al.*, 2007 ; Tockner et Stanford, 2002).

Pour bien comprendre les mutations en cours, il faut d'abord se rappeler que les communautés riveraines sont structurées par des processus qui dépendent étroitement des cours d'eau et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques ainsi que de la composition de leur bassin versant (voir chapitre 1). Les variations de débits génératrices des cycles d'érosion-dépôts créent une hétérogénéité spatio-temporelle d'habitats et des conditions favorables à l'établissement d'espèces végétales spécifiques de ces milieux. De même, les variations de niveaux de nappe contraignent les espèces capables de croître et de se reproduire dans des conditions d'accès à la ressource en eau fluctuantes, conduisant à des assemblages d'espèces distincts. À l'ère de l'Anthropocène, les barrages et la régulation des débits tendent à homogénéiser ces facteurs structurants, à modifier la connexion des nappes avec les plaines alluviales (bien souvent une déconnexion est observée à l'aval des ouvrages, alors que le niveau de nappe peut remonter à l'avant de

celui-ci), transformant les écosystèmes qui leur sont associés (Godfroy *et al.*, 2023 ; Seignemartin, 2020). De plus, les changements climatiques et les invasions biologiques impactent ces milieux déjà fragilisés par les pressions anthropiques (Tockner et Stanford, 2002).

La modification du cycle de l'eau, qui conduit notamment à la raréfaction de cette ressource en Europe occidentale, en particulier du fait de la hausse des températures et de la plus forte variabilité du régime des précipitations, a des conséquences néfastes sur la plupart des réservoirs d'eau douce, que ce soit des glaciers, des rivières, des lacs ou des nappes phréatiques (Lee *et al.*, 2023). Or les forêts riveraines sont très dépendantes de cette ressource et de sa disponibilité, conditionnée par les apports depuis l'amont et la pluviométrie locale, maintenant le niveau des nappes et la zone de vadosse (espace situé entre la surface et la nappe). Le changement climatique contribue également à une réduction des débits d'étiage qui induit un affaissement synchrone du toit de la nappe d'accompagnement, ce qui peut déconnecter certaines espèces phréatophytes de leur ressource en eau. Cette diminution de la disponibilité en eau au sein des forêts riveraines est également la conséquence d'une forte anthropisation des cours d'eau, que ce soit par exemple pour la gestion des crues, les besoins en énergie ou en granulats. Ainsi, les bouleversements globaux conduisent à des changements de régimes hydrologiques induisant des changements de communautés, associés à des stades de succession intermédiaires (Breton *et al.*, 2024) et à la potentielle colonisation des milieux par des espèces exotiques envahissantes.

Ce chapitre s'attache à mettre en lumière un état des connaissances sur la réponse des forêts riveraines aux changements globaux en se focalisant d'abord sur la sécheresse selon une approche écologique, puis sur les perspectives quant aux différentes échelles de mesure de ces réponses, de l'individu au peuplement. Après ce premier focus, l'accent sera mis sur les conséquences de l'anthropisation des rivières sur la disponibilité en eau pour les forêts riveraines et sur leur fonctionnement, dans la mesure où cette anthropisation se combine avec les modifications hydroclimatiques liées au changement climatique. Plus spécifiquement, la question des espèces exotiques envahissantes et l'impact fonctionnel que leur colonisation peut avoir sur les forêts riveraines seront abordés.

Réponse des espèces et des individus des forêts riveraines à la disponibilité en eau

L'une des premières alertes que chacun d'entre nous constate de manière récurrente depuis plusieurs années est le dépérissement de certaines forêts riveraines, dont les marqueurs (sénescence, diminution de la production foliaire, attaque d'agents pathogènes entre autres) apparaissent de plus en plus souvent et tôt dans la saison. Ces marqueurs traduisent une réponse sévère à la sécheresse, durant laquelle la plante « sacrifie » son appareil photosynthétique, ses défenses, ses réserves pour faire face à ces événements climatiques. Toutefois, il n'existe pas de réponse

universelle, et plusieurs stratégies écologiques existent pour pallier la réduction de la disponibilité en eau. De manière générale, on distingue trois grands types de stratégies : la tolérance, l'évitement et l'échappement. Les espèces ou les individus tolérants sont capables de maintenir un niveau de croissance et/ou de productivité relativement proche de celui hors période de sécheresse. Pour cela, les individus continuent de fonctionner et d'utiliser les ressources, dont l'eau, de la même manière qu'en période de pré-sécheresse. L'évitement est une stratégie plus parcimonieuse dans l'utilisation de l'eau : les individus concernés vont réduire leur consommation et donc leur croissance en fermant leurs stomates. Enfin, les stratégies d'échappement concernent les arbres pour lesquels la saison de croissance ne s'opère qu'en conditions hors stress. Cette dernière stratégie se retrouve plutôt chez les plantes annuelles que pérennes.

Des réponses à court terme

Il existe, au sein de ces stratégies (notamment d'évitement et de tolérance), certaines réponses écophysiologiques rapides, réversibles, permettant de répondre, à des échelles de temps court (minute à heure), à une diminution de la disponibilité en eau. L'une des plus communes est la fermeture des stomates. En régulant l'ouverture des stomates, les arbres réduisent la quantité d'eau transpirée, économisant ainsi la ressource. Ce comportement se manifeste plus ou moins rapidement, en fonction des espèces et en fonction du potentiel hydrique du sol (Martin-StPaul *et al.*, 2017) : les espèces dites « isohydriques » ont tendance à réagir assez rapidement, maintenant un statut hydrique proche de celui en conditions non stressantes mais réduisant leur captation de CO₂ (ex. : le frêne ou certains chênes), alors que les espèces réagissant à plus long terme, dites « anisohydriques », tolèrent une diminution de leur potentiel hydrique, au risque d'induire à terme de la cavitation (apparition de bulles d'air dans les vaisseaux) (ex. : les peupliers et les saules). Les stratégies des espèces se répartissent sur un gradient isohydrie *vs* anisohydrie plutôt que de manière catégorielle stricte. Les deux comportements évoqués, anisohydrie *vs* isohydrie, sont à long terme non viables car, pour le premier, la raréfaction de l'eau dans le sol induit une déconnexion des racines avec le sol, entraînant un taux d'embolisme létal au sein de l'arbre, et, pour le deuxième, c'est la carence en CO₂, limitant la photosynthèse, qui conduira au dépérissement de l'arbre. De fait, d'autres mécanismes de réponse à la sécheresse peuvent se mettre en place afin d'éviter des dommages trop importants.

Des réponses à moyen et à long terme

Afin de réduire la consommation d'eau, les arbres peuvent aussi, grâce à leur plasticité phénotypique, réduire la taille de leurs nouvelles feuilles, diminuant ainsi la surface d'échange. D'un point de vue plus fonctionnel, c'est souvent la surface foliaire spécifique qui est réduite, soit le rapport entre la surface et la masse sèche des feuilles. Ceci traduit une stratégie plus conservatrice des arbres,

soit la construction de feuilles plus épaisses et denses, moins vulnérables face aux conditions asséchantes de l'environnement. À l'échelle cellulaire, l'augmentation de l'osmolarité des vacuoles permet également de retenir l'eau dans les cellules. Une partie du métabolisme est donc détournée de la croissance vers une fonction de rétention d'eau. La croissance est aussi impactée en termes d'allocation des ressources, notamment carbonées : le rapport de masse sèche entre partie aérienne et partie racinaire se réduit considérablement. Le compartiment souterrain devient alors une zone privilégiée d'utilisation et/ou de stockage du carbone et des nutriments, afin de constituer des stocks réutilisables hors période de sécheresse ou afin de développer le système racinaire permettant une prospection plus large (horizontalement comme verticalement) des horizons du sol pour chercher de nouvelles zones de disponibilité en eau (figure 3.1).

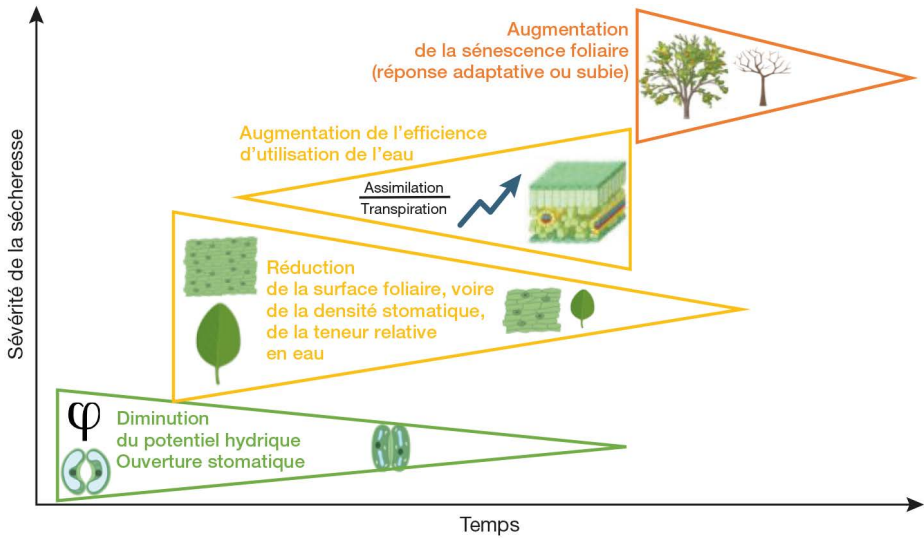


Figure 3.1. Réponses écophysiological et morphologiques communément (mais pas exclusivement) observées pour les arbres de forêts riveraines. Les réponses sont fonction du temps d'exposition à la sécheresse et de sa sévérité, représentées ici de manière synthétique.

Une manière intégrative de traduire la réponse des arbres à la sécheresse, que ce soit à l'échelle temporelle ou biologique, est la mesure de l'efficacité intrinsèque d'utilisation de l'eau. L'efficacité d'utilisation de l'eau évalue la quantité de carbone assimilée par l'arbre par quantité d'eau transpirée *via* des mesures d'isotopie de carbone. À l'échelle intraspécifique, une augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'eau traduit une réduction du coût hydrique de fixation du carbone, qui peut être interprétée comme une réponse à la sécheresse. Récemment utilisé afin d'étudier la réponse des peupliers noirs et blancs sur les berges de l'Ain (Godfroy *et al.*, 2024) et du Rhône (Lochin *et al.*, 2024), ce calcul d'efficacité d'utilisation de l'eau a permis de comprendre la réponse des arbres à l'échelle de la saison. Cette variable est beaucoup moins sensible aux variations

météorologiques journalières que le potentiel hydrique par exemple, sensible aux précipitations survenues quelques heures plus tôt par exemple (figure 3.1). Associée à des mesures de transpiration et/ou de conductance stomatique, l'efficacité d'utilisation de l'eau permet de calculer la production primaire brute et d'estimer les impacts de la sécheresse sur la croissance et l'acquisition du carbone à l'échelle de l'arbre, voire de la forêt (Vernay *et al.*, 2024).

Réponses écophysologiques : intégration des caractéristiques autécologiques et du climat

Les espèces de forêts riveraines ne sont pas adaptées à des carences en eau trop longues. L'une des dernières réponses mises en place afin d'éviter notamment un taux d'embolie létal dans les vaisseaux est la perte des feuilles des individus. Cette réponse de protection drastique permet de stopper la transpiration et de sauvegarder la sécurité hydraulique de l'arbre. Cependant, cela stoppe aussi la croissance et l'acquisition de réserve de l'arbre pour les mois à venir. Ce comportement écologique peut résulter d'une adaptation des individus soumis à des sécheresses fréquentes et intenses. Cette réponse peut aussi résulter d'un dépérissement avancé et non plus d'un mécanisme de défense, subi par les individus, sorte de chant du cygne avant la mort de l'individu.

La sénescence et la défoliation précoce sont de plus en plus souvent observées dans les forêts riveraines. L'étude des rives du Rhône a cependant montré que, si ces réponses étaient observées tout le long du gradient latitudinal, les stratégies des individus y menant étaient bien différentes (Lochin *et al.*, 2024). Les arbres d'une même espèce (le peuplier blanc dans l'étude citée précédemment) situés dans les zones les plus méridionales, et donc plus régulièrement et climatiquement exposés à la sécheresse, perdent une partie de leurs feuilles relativement tôt dans la saison, se préservant ainsi d'une trop forte demande en eau tout en optimisant le fonctionnement des feuilles maintenues sur l'arbre. Dans le même temps, les arbres du Haut-Rhône, sites les plus septentrionaux, perdent leurs feuilles plus tard, après avoir subi la sécheresse à laquelle ils ne sont pas habitués, traduisant plutôt une déshydratation accrue des individus. Dans ce dernier cas, la perte de feuilles n'est alors plus une réponse de protection contre la sécheresse, mais une conséquence de dommages déjà critiques sur des arbres très vulnérables (figure 3.1).

Il est donc important d'interpréter les réponses des arbres, que ce soit à l'échelle des individus ou des espèces, de manière dynamique au cours des saisons de végétation et à l'aune des histoires évolutives et écologiques des sites sur lesquels ils se trouvent. Une même réponse peut être la conséquence de stratégies différentes, elles-mêmes construites comme un ensemble de réponses à plusieurs échelles de temps. De plus en plus d'études recommandent de caractériser toute une gamme de traits relatifs à la réponse à la sécheresse afin d'obtenir la réponse la plus intégrative possible et d'éviter de mauvaises pratiques de gestion dues à des interprétations

trop précipitées et rapides (ex. : conductance stomatique, teneur relative en eau des organes, résistance à la cavitation, potentiel hydrique). Toutefois, il est évident qu'à l'heure d'une crise globale impliquant une variabilité exacerbée des conditions environnementales, il est extrêmement compliqué de suivre régulièrement dans le temps des peuplements sur de larges échelles spatiales. La télédétection peut devenir alors un atout capital pour les écologues et les gestionnaires.

Le changement d'échelle, un enjeu majeur

La télédétection permet d'envisager le suivi et la détection de peuplements stressés ou en dépérissement à de larges échelles spatiales et temporelles, et de compenser ainsi des campagnes de terrain compliquées et chronophages de mesures écophysiologiques. La télédétection, soit le recueil d'information à distance des objets étudiés, bénéficie aujourd'hui d'un essor considérable qui mobilise des outils multiples (Godfroy, 2023). Différents indices relatifs à l'état de santé des forêts peuvent être calculés, comme le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) ou le NDWI (*Normalized Difference Water Index*), qui caractérisent respectivement l'activité chlorophyllienne des arbres et la teneur en eau, ainsi que certaines variables comme la température infrarouge des feuilles ou de la canopée. De plus, la température de canopée est un proxy des échanges gazeux. En effet, une température de canopée élevée est observée lorsqu'un individu ferme ses stomates et dont l'effet rafraîchissant de la transpiration se trouve atténué par rapport à des individus aux stomates ouverts. À ce jour, l'interprétation des signaux issus de la télédétection ne permet « que » d'obtenir un proxy d'une variable, sans pour autant pouvoir démontrer le lien avec le processus écophysiologique impliqué (par exemple, la mesure de l'infrarouge thermique de la canopée est un proxy de la transpiration). Toutefois, la littérature scientifique grandissante sur ce sujet permet de corrélér de manière robuste ces proxys avec les processus écophysiologiques (Deshayes *et al.*, 2006). De nombreuses études et projets sont en cours afin d'affiner l'interprétation éco(physio)logique des informations issues de la télédétection. La récurrence des données, notamment satellitaires, permet de mettre à disposition des séries temporelles à large échelle d'intérêt majeur : ces données aident en effet à lier des événements climatiques historiques à des données de télédétection, mais aussi à suivre la dynamique des peuplements des forêts riveraines (Godfroy *et al.*, 2024).

L'état actuel des recherches sur ce sujet semble aller dans le sens des conclusions vues précédemment, celles de la nécessité de mesurer concomitamment plusieurs variables afin d'obtenir une vision complète et cohérente de la réponse des individus ou des peuplements, même avec la télédétection. L'un des revers de cette abondance de données, au-delà de l'interprétation, qui nécessite parfois des outils et des compétences particulières, est leur exploitation à l'heure du *big data*. Les outils d'intelligence artificielle semblent néanmoins être des leviers intéressants pour utiliser en profondeur ces jeux de données (Rood *et al.*, 2020).

Impact du changement climatique et des interventions en rivière sur la disponibilité en eau

La disponibilité en eau des forêts riveraines dépend de paramètres hydroclimatiques, mais certains aménagements et opérations en rivière l'affectent également en modifiant principalement le niveau de la nappe d'accompagnement *via* le débit ou les niveaux d'eau dans la rivière. Ils peuvent aussi modifier le niveau du fond du lit par incision ou exhaussement et, par effet cascade, le niveau de nappe. Si la disponibilité en eau des forêts riveraines peut ainsi dépendre de différentes pressions, leurs effets sont cependant différenciés selon les espèces. Ceci a été bien montré sur le Rhône et certains de ses affluents pour deux espèces ubiquistes que sont le peuplier noir et le frêne commun. Le peuplier noir est une espèce phréatophyte facultative. Elle peut utiliser l'eau de nappe quand celle-ci est présente, et son système racinaire peut se développer dans les alluvions graveleuses. Elle peut exploiter la zone vadose dans le cas contraire. Le frêne n'a pas accès à la nappe, son système racinaire n'ayant pas la capacité à se développer dans les alluvions graveleuses ; il dépend principalement de l'eau précipitée (Sargeant et Singer, 2016 ; Singer *et al.*, 2013 ; 2014). Sur le secteur de Péage-de-Roussillon, sur le Rhône, Lochin (2024) a ainsi montré que les épisodes de sécheresse impactent surtout les frênes, qui exploitent un compartiment pédologique relativement réduit. En effet, les alluvions fines ne dépassent pas 30 cm d'épaisseur dans certains secteurs de la plaine alluviale. En revanche, les peupliers qui sont connectés à une nappe d'accompagnement, qui se maintient du fait du débit réservé, ne sont pas affectés.

Sur le Rhône, les ouvrages en dérivation détournent une grande partie des débits dans des canaux hydroélectriques parallèles au cours initial du fleuve, celui-ci ne transférant qu'un débit minimum réservé. Dans ce cadre, les niveaux d'eau dans la section court-circuitée ainsi que dans la nappe d'accompagnement s'effondrent, conduisant à une forte déconnexion de la forêt riveraine et favorisant très largement les espèces mésohygrophiles au détriment des espèces phréatophytes. Singer *et al.* (2014) ont en outre montré que le relèvement du débit réservé sur le secteur de Pierre-Bénite, sur le Rhône, avait stimulé positivement la croissance de certains peupliers riverains localisés sur les niveaux topographiques bas du lit majeur. Cette plus forte croissance s'accompagnait également d'un changement du rapport isotopique de l'oxygène, associé à l'utilisation de l'eau phréatique et non plus à celle de la zone vadose (figure 3.2B). En revanche, le frêne, qui utilise l'eau des horizons sablo-limoneux supérieurs de la zone vadose et non l'eau phréatique, ne bénéficie pas de cet effet du relèvement du niveau phréatique, qu'il se situe sur les parties topographiques hautes ou basses (figure 3.2A).

Les effets des extractions de granulats sont aussi très documentés. Elles conduisent à un approfondissement du lit localement et à l'amont et à l'aval de celles-ci, car l'incision se propage au-delà de la zone d'exploitation par érosion régressive et progressive. Scott *et al.* (1999) ont ainsi montré, sur les secteurs d'exploitation où la nappe s'est abaissée de plus d'un mètre, une dessiccation des feuilles et un

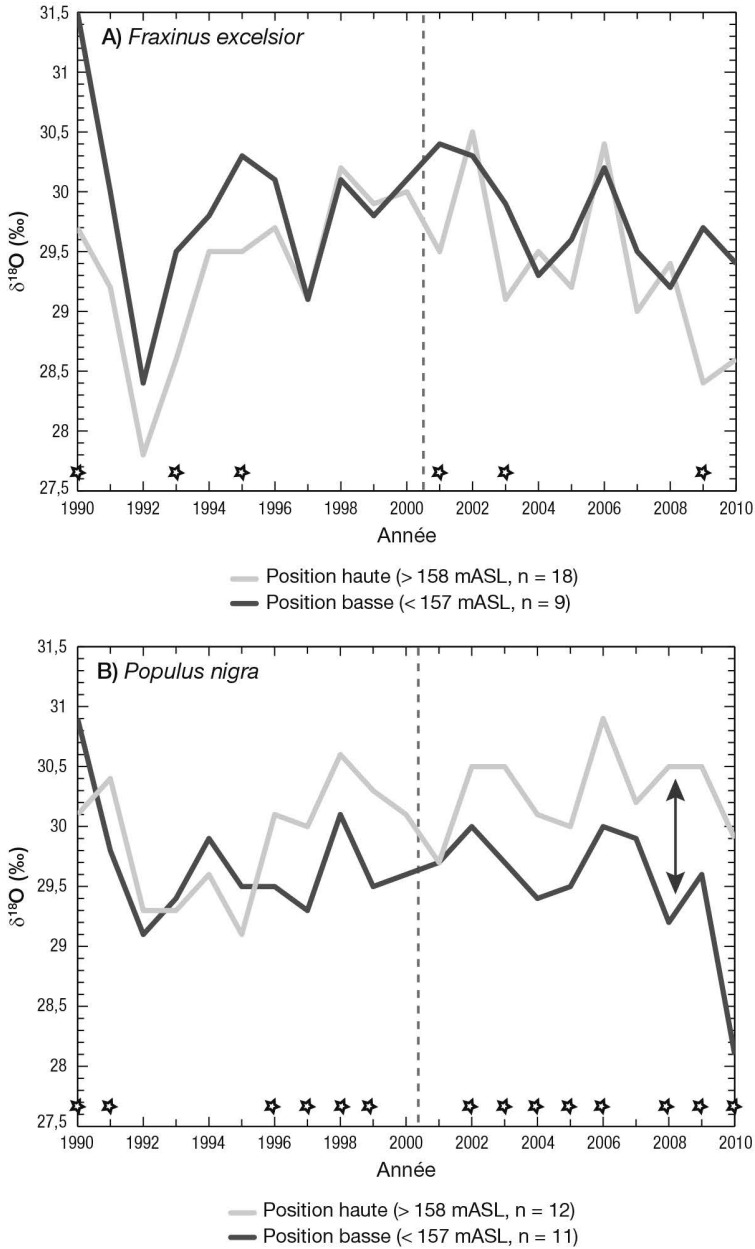


Figure 3.2. Ratio isotopique de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$) du frêne commun (*Fraxinus excelsior*) (A) et du peuplier noir (*Populus nigra*) (B) sur les rives du Rhône par rapport à leur hauteur à la ligne d'eau (high vs low trees).

La ligne pointillée grise indique l'année de restauration. Les étoiles indiquent des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ significativement différentes par rapport à la moyenne de la cohorte des arbres échantillonnés. Le graphique montre notamment la réponse très marquée du peuplier au relèvement des débits (10-20 m³/s à 100 m³/s) après restauration (image issue de Singer *et al.*, 2014). mASL : *meters above mean sea level* (mètre au-dessus du niveau de la mer).

dépérissement des branches de *Populus deltoides* subsp. *monilifera* dans les trois semaines qui ont suivi le changement stationnel, une baisse significative du volume du houppier, de la croissance des tiges et une mortalité de 88 % dans les trois ans qui ont suivi. Stella *et al.* (2013) ont montré sur la Drôme des différences de croissance et de dépérissement du peuplier noir associées à des incisions du lit liées à l'activité extractive. La croissance stationnelle moyenne était corrélée négativement avec la proportion de surface de canopée dépérissante. Les sites les plus affectés n'étaient pas directement adjacents aux zones d'activité. Le début du déclin de la croissance est le plus souvent associé à des années de sécheresse, et les sites les plus affectés présentent une faible épaisseur graveleuse au-dessus d'un substratum marno-calcaire parfois mis à nu par l'incision et favorisant la vidange du compartiment phréatique. Sur le secteur de Donzère-Mondragon, sur le Rhône, les travaux de Sargeant et Singer (2016) ont également montré qu'un peuplier utilisant initialement de l'eau phréatique utilise de l'eau d'origine vadose à la suite d'une légère incision du lit, entrant directement en compétition avec le frêne. Ceci explique sans doute pourquoi Dufour et Piégay (2008) ont constaté une réduction de la croissance des frênes au moment de la mise en débit réservé de la concession de Péage-de-Roussillon. L'affaissement du niveau phréatique n'a pas directement affecté le frêne mais avant tout le peuplier, qui a dû alors être en compétition avec le frêne pour la ressource en eau de la zone vadose.

Ces changements de la disponibilité en eau affectent l'activité écophysologique et l'état de santé des individus, voire la compétition intraspécifique. Ils affectent également le recrutement et, *in fine*, les communautés au sein de la forêt riveraine. Les déficits sédimentaires associés à des tarissements en amont liés à des reboisements ou à du stockage dans les réservoirs de barrage ou, plus locaux, liés à des extractions, conduisent à une incision du lit. Ceci est exacerbé lorsque les incisions sont rapides, réduisant la fréquence des inondations et les apports limoneux qui en résultent. La plaine alluviale est alors caractérisée par des surfaces graveleuses sèches peu favorables aux espèces ripicoles. Dans ce cas, ce ne sont plus seulement les espèces phréatophytes obligatoires ou facultatives qui sont impactées, mais aussi les espèces ripicoles qui exploitent les ressources de la zone vadose. Ceci a bien été montré sur le Drac, la Drôme, le Bouinenc ou encore l'Ain, où l'incision réduit significativement l'épaisseur en alluvions fines des surfaces alluviales déconnectées de l'inondation, favorisant des espèces plus xérophiles et des communautés boisées bien souvent plus ouvertes (voir fiche 13).

Changements de communautés

Basculement vers des communautés plus compétitives

Quatre-vingt-dix pour cent des plaines alluviales nord-américaines et européennes sont considérées comme fonctionnellement éteintes du fait des aménagements anthropiques, qui ont conduit à une déconnexion avec les processus hydrogéomorphologiques (Tockner et Stanford, 2002). En Europe, plus d'un million de

barrières segmentent longitudinalement les cours d'eau (Belletti *et al.*, 2020), entraînant une régulation des débits, une stabilisation des berges et une modification des processus érosifs et des dynamiques de mobilisation-dépôts de sédiments. Cela a pour conséquence une homogénéisation, une simplification et un changement de structure des communautés végétales, qui basculent de compositions typiques des communautés riveraines vers des communautés plus stabilisées, composées d'espèces plus compétitives. Ainsi, plusieurs études montrent que les facteurs anthropogéniques modifiant les cours d'eau, dont la régulation des débits qui réduit l'intensité des crues et augmente les débits d'étiage, conduisent à défavoriser les espèces annuelles dépendantes des perturbations au bénéfice d'espèces pérennes à reproduction végétative, et entraînent un déclin de la diversité fonctionnelle végétale (Breton *et al.*, 2023 ; Janssen *et al.*, 2023). Par ailleurs, les relevés floristiques anciens (fin du ^{xx} siècle) faisaient état de la cooccurrence d'espèces hygrophiles et xéro-philés sur les berges du Rhône, qui n'ont été que rarement observées sur les relevés plus récents. Ces constats illustrent l'appauvrissement de la diversité fonctionnelle et l'impact des pressions anthropiques sur les processus hydrogéomorphologiques générateurs des mosaïques d'habitats qui font la richesse de ces milieux riverains. Certaines espèces emblématiques des milieux alluviaux, comme le saule blanc, voient leur fréquence diminuer au cours du temps au profit d'espèces plus typiques des communautés post-pionnières et de forêts plus matures (Breton *et al.*, 2023). Ces approches fonctionnelles montrent ainsi que les communautés riveraines sont aujourd'hui moins déterminées par des conditions environnementales stressantes que par des processus biotiques d'interactions compétitives (voir chapitre 6). Ces basculements dans la composition et la structure des communautés végétales riveraines n'ont été détectés que grâce à des suivis sur plusieurs dizaines d'années, mettant en évidence les legs des actions anthropiques sur le fonctionnement des cours d'eau et leurs impacts sur les écosystèmes qui en dépendent. Au-delà de ces pressions anthropiques, les changements climatiques affectent également les communautés végétales riveraines. Ces changements peuvent venir amplifier les impacts des pressions anthropiques sur les cours d'eau, en particulier en affectant la régénération de certaines espèces riveraines.

Colonisation par des espèces exotiques

Une autre pression globale qui affecte les écosystèmes riverains est celle des invasions biologiques. Les invasions biologiques correspondent au processus écologique d'introduction, d'établissement et de dispersion d'espèces exotiques (issues d'une autre aire biogéographique et introduites de manière accidentelle ou intentionnelle par l'homme) dans un milieu. Parmi ces espèces exotiques, certaines peuvent avoir une dynamique de dispersion importante. On les qualifie alors d'espèces exotiques envahissantes (EEE). Ces EEE peuvent avoir des effets négatifs sur la biodiversité, sur le fonctionnement des écosystèmes, mais aussi sur l'économie et la santé humaine. Pour ces raisons, les invasions biologiques sont classées parmi les cinq causes de l'effondrement actuel de la biodiversité

(IPBES, 2019). En effet, les caractéristiques qui expliquent leur grande diversité sont également celles qui expliquent leur forte invasibilité (transport de propagules, ressources nutritives et accès à l'eau, perturbations fréquentes et variables), et particulièrement dans les forêts riveraines. Tout d'abord, les cours d'eau et leurs berges sont historiquement des milieux très fréquentés par les humains, et donc soumis à des apports fréquents de propagules d'espèces végétales exotiques. Par ailleurs, l'eau est un vecteur de transport particulièrement efficace qui participe à la dispersion rapide des graines ou des fragments végétaux arrachés lors des crues. Ces propagules peuvent trouver des conditions favorables à leur développement dans les zones de dépôt ou dans les espaces décapés lors des crues. C'est ainsi que la proportion d'espèces exotiques peut atteindre 40 % de la totalité des espèces végétales riveraines sur certains cours d'eau, et représente couramment 25 % des espèces végétales en milieu riverain. Ces espèces exotiques sont pour la plupart des espèces opportunistes, ubiquistes et peu adaptées aux conditions d'inondations trop fréquentes. Elles se développent donc préférentiellement dans les périodes intercrues plus longues et se retrouvent plutôt sur les zones plus élevées et moins souvent inondées du gradient latéral des berges (Catford et Jansson, 2014).

Fréquentes et abondantes au sein des milieux riverains, les espèces végétales exotiques en modifient également le fonctionnement. En effet, si les communautés végétales riveraines sont structurées par les processus géomorphologiques, elles participent également à la formation des différentes formes fluviales par des boucles de rétroaction (Corenblit *et al.*, 2007). Ainsi, certains linéaires de cours d'eau envahis par le tamarix aux États-Unis ou l'eucalyptus en Afrique du Sud voient leur débit se réduire du fait de leurs capacités d'évapotranspiration supérieures aux espèces indigènes, perturbant les régimes hydrologiques et aggravant les conditions d'étiage (Richardson *et al.*, 2007 ; Tockner et Stanford, 2002). Certaines EEE sont reconnues comme espèces ingénieures du point de vue hydrogéomorphologique ; elles peuvent modifier les processus de stabilisation des dépôts sédimentaires sur les tronçons où elles sont abondantes, conduisant à une réduction de la largeur mouillée des cours d'eau et à une modification des mésohabitats aquatiques. Enfin, certaines espèces instaurent des boucles de rétroaction qui les favorisent. Une fois présentes sur un cours d'eau et installées sur ses berges, les balsamines de l'Himalaya ou les renouées asiatiques peuvent former des monocultures stables dans le temps, peu impactées par les variations de débit. Les crues perdent ainsi leur rôle de création de trouées qui pourraient favoriser les mosaïques d'habitats et l'arrivée d'espèces pionnières. Les processus structurants dominants basculent de processus physiques hydromorphologiques vers des processus biotiques comme ceux de la compétition interspécifique.

Quel fonctionnement des forêts riveraines pour demain ?

Comme nous l'avons évoqué ici (voir aussi chapitre 2), la forêt riveraine représente un élément essentiel de nos socio-écosystèmes. Faire face à une carence en eau demande donc de repenser la gestion des cours d'eau et leur restauration afin de rétablir

notamment les connexions entre nappe et rivière. D'un point de vue sylvicole, le remplacement d'espèces locales par des espèces plus tolérantes à la sécheresse peut poser question, les conséquences sur le fonctionnement du milieu étant inconnues. Un des risques majeurs est de favoriser la colonisation des milieux par des EEE, comme cela a été évoqué. Une des pistes à étudier dans le cas d'une replantation pourrait être l'utilisation de propagules de la même espèce récoltées dans des milieux au climat plus sec, et donc présentant un écotype plus résistant/tolérant aux sécheresses, mais avec des bouleversements moindres du fonctionnement écologique des milieux (migration assistée). La démonstration écologique de ce type d'approche reste encore à étayer, mais semble être intéressante au même titre que d'autres techniques de restauration des forêts riveraines (voir chapitre 11).

De manière plus conceptuelle, c'est la notion de résilience qui doit être considérée. Dans un contexte où la variabilité de la disponibilité en eau va être considérable, les capacités de résilience (entendue ici comme un état d'équilibre dynamique post-perturbation) seront certainement clés pour l'avenir de ces milieux, plutôt que l'adaptation à une disponibilité en eau moyenne annuelle. En d'autres termes, les pics de sécheresse seront certainement plus déterminants pour la survie des arbres qu'une diminution moyenne des réservoirs à court et moyen termes. Il paraît donc aujourd'hui important d'étudier non seulement la réponse des individus et des peuplements lors de ces événements de sécheresse, mais aussi et surtout leur capacité à encaisser ce changement de régime de stress sur les court, moyen et long termes. Ceci nécessite de considérer et d'intégrer l'ensemble des pressions qui s'appliquent directement ou indirectement sur les forêts riveraines (EEE, aménagements et changement climatique) ainsi que les potentiels effets combinés de celles-ci.

Références bibliographiques

- Belletti B., Garcia de Leaniz C., Jones J., Bizzi S., Börger L. *et al.*, 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588 (7838), 436-441.
- Breton V., Girel J., Janssen P., 2023. Long-term changes in the riparian vegetation of a large, highly anthropized river: towards less hygrophilous and more competitive communities. *Ecological Indicators*, 155111015.
- Breton V., Girel J., Bogey R., Nobilliaux S., 2024. Étude des dynamiques végétales des hydrosystèmes du Haut-Rhône au cours des quarante dernières années par analyse comparative de cartographies de végétation. *Naturae*, 2024 (15), 307-329.
- Catford J.A., Jansson R., 2014. Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist*, 204 (1), 19-36.
- Corenbliet D., Tabacchi E., Steiger J., Gurnell A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84 (1), 56-86.
- Deshayes M., Guyon D., Jeanjean H., Stach N., Jolly A. *et al.*, 2006. The contribution of remote sensing to the assessment of drought effects in forest ecosystems. *Annals of Forest Science*, 63 (6), 579-595.
- Dufour S., Piégay H., 2008. Geomorphological controls of *Fraxinus excelsior* growth and regeneration in floodplain forests. *Ecology*, 89 (1), 205-215.

- Godfroy J., 2023. Approche couplée LiDAR-hyperspectral pour la caractérisation des corridors fluviaux. Thèse de doctorat, université de Lyon-ENS, 369 p.
- Godfroy J., Lejot J., Demarchi L., Bizzi S., Michel K., Piégay H., 2023. Combining hyperspectral, LiDAR, and forestry data to characterize riparian forests along age and hydrological gradients. *Remote Sensing*, 15 (1), 17.
- Godfroy J., Malherbe P., Gerle F., Marteau B., Lochin P. *et al.*, 2024. Can multiscale thermal infrared imaging help validate and monitor water stress in alluvial forests? *Ecohydrology*, 18 (2), e2710.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services, Zenodo, 56 p.
- Janssen P., Couloigner C., Piégay H., Evette A., 2023. The accumulation of anthropogenic stressors induces a progressive shift in the ecological preferences and morphological traits shared by riparian plant communities. *Freshwater Biology*, 68 (11), 1981-1994.
- Lee H., Calvin K., Dasgupta D., Krinner G., Mukherji A. *et al.*, 2023. *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Core Writing Team, H. Lee, J. Romero, eds), IPCC, Geneva, Switzerland.
- Lochin P., 2024. Contrôle climatique de la disponibilité en eau et du stress hydrique des arbres ripicoles. Thèse de doctorat, École normale supérieure de Lyon, 250 p.
- Lochin P., Malherbe P., Marteau B., Godfroy J., Gerle F. *et al.*, 2024. The ant and the grasshopper: contrasting responses and behaviors to water stress of riparian trees along a hydroclimatic gradient. *Science of the Total Environment*, 952175916.
- Martin-StPaul N., Delzon S., Cochard H., 2017. Plant resistance to drought depends on timely stomatal closure. *Ecology Letters*, 20 (11), 1437-1447.
- Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C. *et al.*, 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13 (1), 126-139.
- Rood S.B., Scott M.L., Dixon M., González E., Marks C.O. *et al.*, 2020. Ecological interfaces between land and flowing water: themes and trends in riparian research and management. *Wetlands*, 40 (6), 1801-1811.
- Sargeant C.I., Singer M.B., 2016. Sub-annual variability in historical water source use by Mediterranean riparian trees. *Ecohydrology*, 9 (7), 1328-1345.
- Scott M.L., Shafroth P.B., Auble G.T., 1999. Responses of riparian cottonwoods to alluvial water table declines. *Environmental Management*, 23, 347-358.
- Seignemartin G., 2020. Évolution contemporaine des « casiers Girardon » du Rhône : approche géohistorique à partir d'indicateurs morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques. Thèse de doctorat, Lyon, 361 p.
- Singer M.B., Sargeant C.I., Piégay H., Riquier J., Wilson R.J.S. *et al.*, 2014. Floodplain ecohydrology: climatic, anthropogenic, and local physical controls on partitioning of water sources to riparian trees. *Water Resources Research*, 50 (5), 4490-4513.
- Singer M.B., Stella J.C., Dufour S., Piégay H., Wilson R.J.S. *et al.*, 2013. Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species. *Ecohydrology*, 6 (3), 402-412.
- Stella J.C., Riddle J., Piégay H., Gagnage M., Trémélo M.L., 2013. Climate and local geomorphic interactions drive patterns of riparian forest decline along a Mediterranean Basin river. *Geomorphology*, 202, 101-114.
- Tockner K., Stanford J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29 (3), 308-330.
- Vernay A., Hasselquist N., Leppä K., Klosterhalfen A., Gutierrez Lopez J. *et al.*, 2024. Partitioning gross primary production of a boreal forest among species and strata: a multi-method approach. *Agricultural and Forest Meteorology*, 345109857.

4

Évaluation, suivi et cartographie des ripisylves et des forêts alluviales

Cybill Staentzel, Simon Dufour, Marianne Laslier

Une meilleure connaissance et une gestion plus durable des forêts riveraines de cours d'eau passent notamment par la disponibilité de méthodes et d'outils de caractérisation. Dans le cas de ces forêts, cela représente un enjeu particulier car, du fait de leurs caractéristiques, elles sont éminemment complexes tout autant dans leur diversité structurale que dans leur configuration spatiale (voir chapitre 1). De plus, historiquement, c'est un objet absent ou marginal dans les dispositifs de suivi aussi bien des écosystèmes terrestres que des écosystèmes aquatiques. De fait, s'il existe des protocoles relativement anciens de description *in situ* de la végétation riveraine (ex. : Platts *et al.*, 1983), le développement de systèmes d'indication plus normés, à l'image des protocoles de suivi des milieux aquatiques, comme l'indice poisson rivière (IPR) ou l'indice biologique global normalisé (IBGN), reste encore balbutiant. Cependant, depuis une vingtaine d'années, des démarches ont été entreprises et des outils proposés afin de combler cette lacune. L'objectif de ce chapitre est de présenter un panorama des démarches de caractérisation, la façon dont la végétation riveraine y est incluse et les perspectives sur les futures contributions de la télédétection à ces démarches.

Panorama des démarches d'évaluation et de suivi

Parmi l'ensemble des démarches qui proposent des éléments d'évaluation et de suivi des forêts riveraines de cours d'eau, il est possible de distinguer schématiquement trois familles : les dispositifs européens, les démarches d'évaluation des cours d'eau intégrant la zone riveraine, et enfin les outils spécifiquement dédiés à la végétation riveraine (tableau 4.1).

Place des forêts riveraines dans l'évaluation européenne des habitats et des cours d'eau

Parmi les dispositifs d'évaluation disponibles pour les forêts riveraines de cours d'eau, deux possèdent une dimension européenne, ceux associés aux directives

Habitats et Oiseaux et à la Directive-cadre sur l'eau (DCE). Au titre de la première, les habitats riverains font l'objet d'une expertise tous les six ans sur la base de paramètres tels que l'aire de répartition, la surface, la structure, les fonctions et les perspectives futures de ces habitats au sein d'une collection de sites. Ce travail permet une évaluation de leur état global de conservation et de sa tendance par pays et par grande région biogéographique. Par exemple, pour la dizaine d'habitats riverains à dominante arbustive ou arborée évalués à l'échelle de la France métropolitaine, les données de 2019 indiquent que seuls 5 % sont dans un état de conservation favorable (contre 8 % à l'échelle continentale), l'état étant défavorable-inadéquat et défavorable-mauvais dans respectivement 32 % et 63 % des cas (contre 45 % et 47 % à l'échelle continentale)³. De plus, la tendance est à la dégradation dans 68 % des cas et stable pour les autres ; ce qui les place parmi les habitats en plus mauvais état à l'échelle nationale. L'intérêt de cette démarche est de disposer d'informations à l'échelle continentale, habitat par habitat. En revanche, ce dispositif présente des limitations : seuls les habitats d'intérêt communautaire sont pris en compte, l'évaluation ne porte que sur les sites relevant des directives associées, le caractère dynamique de la succession peine à être pris en compte, l'altération est principalement estimée à dire d'expert (pour les méthodes d'évaluation, voir Viry, 2013 ; Maciejewski, 2016).

Le dispositif du suivi de la qualité de l'état des masses d'eau associé à la DCE intègre également des éléments de description de la végétation bordant le chenal. Suivant une logique emboîtée, la végétation riveraine est décrite comme un élément structurant de la berge, berge qui forme (avec la géométrie du chenal et le substrat du lit) les conditions morphologiques ; conditions morphologiques qui, elles-mêmes, avec le régime hydrologique et la continuité, servent à décrire l'hydromorphologie (en parallèle de la biologie aquatique et de la physico-chimie). En France, le protocole de terrain Carhyce renseigne également des informations concernant la largeur, la continuité et la stratification de la ripisylve au sein de plusieurs centaines de stations réparties à l'échelle nationale. Cependant, en l'état, il y a deux limitations principales associées à l'utilisation de ce dispositif pour caractériser la végétation riveraine (ce pour quoi il n'a pas été fait) : le choix de la localisation des stations n'est pas dicté par un souci de représentativité des conditions de la zone riveraine, et le nombre d'informations concernant la végétation est relativement limité (Gob *et al.*, 2025). De fait, si la plupart des pays européens collectent des informations liées au type et à la structure de la végétation dans le cadre de la DCE, nombre de protocoles excluent la composition des espèces, et aucun pays n'exige d'informations supplémentaires telles que la structure d'âge ou les caractéristiques fonctionnelles des espèces (González del Tánago *et al.*, 2020).

³ <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>

Place de la végétation riveraine dans les protocoles centrés sur les cours d'eau

De nombreuses démarches ne ciblent pas directement le compartiment alluvial et riparien, mais l'intègrent comme une composante à considérer pour suivre et évaluer l'état des rivières (Rankin, 1989 ; Chovanec *et al.*, 2005)⁴. Par exemple, dès les années 1990, Petersen (1992) a proposé le *Riparian Channel and Environmental Inventory* (RCE) afin d'évaluer la condition physique et biologique des petits cours d'eau dans des paysages agricoles. En plus de la morphologie du lit et des mesures biologiques simples, ce protocole prend également en compte la structure physique de la ripisylve et l'occupation des sols environnants à travers 16 descripteurs qui permettent une évaluation rapide et standardisée. S'il s'agit principalement d'inspections visuelles et qualitatives, une étude de cas en Italie a confirmé la validité de l'inventaire en montrant une forte corrélation entre les scores RCE et d'autres métriques de biodiversité (Petersen, 1992). D'autres approches mettent en avant le besoin de standardiser les méthodes pour disposer d'éléments comparatifs entre contextes et territoires. Elles insistent notamment sur l'intérêt d'établir un référentiel et d'évaluer l'écart à celui-ci. Par exemple, dans le cadre du *River Habitat Survey* proposé par Raven *et al.* (1997 ; 1998), les données collectées sont intégrées dans une base de données afin de calculer deux scores : l'*Habitat Quality Assessment* (HQA), reflétant la diversité et le caractère naturel des caractéristiques physiques de la rivière et de sa zone riveraine, et l'*Habitat Modification Score* (HMS), quantifiant l'étendue des impacts anthropiques significatifs sur l'habitat. Ces scores sont ensuite comparés avec ceux de sites de référence afin de déterminer, au regard du contexte, la qualité relative de l'habitat et le niveau d'influence humaine.

Les méthodes centrées sur la végétation riveraine

Les méthodes strictement centrées sur les forêts riveraines des cours d'eau sont plus récentes, elles émergent depuis une vingtaine d'années. Par exemple, au début des années 2000, Munné *et al.* (2003) ont proposé le QBR Index afin d'évaluer la qualité écologique de l'habitat riparien des cours d'eau, spécifiquement dans les régions méditerranéennes. L'indice est basé sur des descripteurs génériques de la couverture et de la structure végétale (stratification, hétérogénéité), de la qualité de la couverture (diversité en espèces natives et non natives), mais également sur des éléments de morphologie des berges (ex. : inclinaison, pente, présence d'infrastructures). En revanche, les limites de classe ont été définies par expertise des auteurs, et leur utilisation dans d'autres contextes géographiques nécessite, d'après eux, une calibration préalable. D'autres approches reposent plutôt sur la comparaison avec des conditions de référence propres à un contexte donné (ex. : *Riparian Vegetation Response Assessment Index*, *Riparian Quality Index*, *Riparian Vegetation Index* ou

⁴ Notons que, réciproquement, il existe aussi des démarches adaptées aux milieux forestiers non spécifiquement alluviaux, mais qui peuvent être utilisées pour la caractérisation des forêts alluviales (ex. : Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières, ou PSDRF, voir fiche 9 ; Inventaire forestier national-IGN, voir fiche 3).

Riparian Forest Evaluation). Au-delà de la question de la zone géographique de validité de chaque indicateur, le choix de tel ou tel protocole dépend aussi des objectifs. Par exemple, le *Rapid Appraisal of Riparian Condition* vise explicitement à évaluer les impacts de la gestion – ici par le pâturage (Jansen, 2005). Bien que cette méthode soit peu transposable, les auteurs ont proposé des approches basées sur la définition des descripteurs selon une vision intégrée des ripisylves au sein du système global, la prise en compte des fonctions écologiques auxquelles elles contribuent et l'usage des données de télédétection. De fait, récemment, des approches ont été développées en se centrant plus sur les fonctions que sur la structure, même si le nombre de descripteurs reste parfois limité. La fonction de support à l'habitat est par exemple investie par l'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves (IBCR) (voir fiche 10). De même, l'outil RipaScan propose l'évaluation du degré de réalisation de 15 fonctions écologiques-physiques et de support à l'habitat par groupe taxonomique (voir fiche 11).

Caractérisation spatialisée par télédétection

L'utilisation des données et des méthodes de télédétection pour la caractérisation des forêts riveraines de cours d'eau est une pratique relativement ancienne qui a déjà fait l'objet de synthèses bibliographiques (ex. : Huylenbroeck *et al.*, 2020). Schématiquement, la télédétection est utilisée pour décrire :

- les limites de la zone riveraine ;
- la composition des boisements (communautés, stades successionnels, espèces) ;
- la structure de la végétation (ex. : hauteur, agencement paysager, densité-rugosité, ombrage) ;
- l'état ou le fonctionnement physiologique de la végétation (ex. : état sanitaire, phénologie, évapotranspiration) ;
- les conditions hydromorphologiques de la zone riveraine (ex. : topographie des berges, fréquence d'inondation).

Ainsi, certains auteurs ont mis en évidence le potentiel de ces outils pour extraire des informations simples, mais d'importance, afin de diagnostiquer l'état des forêts riveraines de cours d'eau, comme le pourcentage de couverts forestiers, leur fragmentation ou leur complexité (ex. : Meixler et Bain, 2010). Le développement des approches géomatiques et informatiques (diversification des sources, accroissement des résolutions spectrale, spatiale et temporelle, puissance de calcul) ouvre régulièrement de nouvelles perspectives, parmi lesquelles au moins deux peuvent être soulignées.

Premièrement, l'affinement des résolutions spatiales et des techniques de traitement permet aujourd'hui de combiner l'identification d'objets de forme étroite et dendritique, comme de nombreux boisements riverains, et ce sur de grandes étendues. Ainsi, dans le cadre du programme européen Copernicus, une cartographie de l'occupation des sols des zones riveraines a été réalisée en 2012 et répétée en 2018 à l'échelle continentale.

Tableau 4.1. Récapitulatif des principaux protocoles développés à partir des années 1990 dont le but est d'évaluer l'état, les conditions et/ou les fonctions des cours d'eau prenant en compte la végétation riparienne (d'après Dajoux, 2019; Gonod, 2022).

Nom de la méthode (référence)	Objectifs de la méthode (centrée chenal, C, ou ripisylve, R)	Compétences (C), effectifs (E), temps (T) requis et échelle d'application (A)	Zones d'application	Types d'indicateurs/ variables étudiées	Sorties de la méthode
<i>Riparian, Channel and Environmental Inventory</i> (RCE; Petersen, 1992)	Évaluer les conditions physiques et biologiques pour identifier les pressions; C	C : terrain; E : non précisés; T : 10-20 min/tronçon; A : tronçons de 100 m	Petits cours d'eau, milieu agricole, climat tempéré Cas d'étude en Italie	16 descripteurs sur la structure de la ripisylve, la morphologie du lit du cours d'eau et l'état biologique des deux milieux	Score réparti en 5 classes (de médiocre à excellent)
<i>River Habitat Survey</i> (RHS; Raven <i>et al.</i> , 1997; 1998)	Classer les rivières en fonction de la qualité de leur habitat pour identifier les pressions; C	C : terrain (entraînement et accréditation); E : non précisés; T : - 57 min/tronçon; A : tronçons de 500 x 50 m sur chaque rive	Royaume-Uni, adaptable	15 descripteurs, surtout sur la morphologie du lit et des berges 3 items sur la composition végétale, y compris la présence d'espèces végétales nuisibles	Comparaison à un système de référence <i>via</i> 2 scores : <i>Habitat Quality Assessment</i> et <i>Habitat Modification Score</i>
<i>Stream Visual Assessment Protocol</i> (SVAP; NRCS, 1998; Bjorklund <i>et al.</i> , 2001)	Évaluer les conditions environnementales pour identifier les pressions; C	C : terrain; E : 1 ou 2 pers; T : « rapide »/non précisé; A : tronçon = 12 fois la largeur du chenal actif	Petits cours d'eau, milieu agricole États-Unis, adaptable	15 descripteurs physiques et biologiques des rivières (inspection visuelle et qualitative)	Score avec 4 classes de mauvais à excellent + comparaison à un système de référence
<i>Fluvial Vegetation Index</i> (ou <i>Index de Végétation Fluviale</i> , IVF; Gutiérrez <i>et al.</i> , 2001; Gutiérrez et Salvat, 2006)	Évaluer la composition floristique des cours d'eau; R	C : terrain, botanique; E : non précisé; T : « rapide »/non précisé; A : tronçon = 12 fois la largeur du chenal actif	Contexte méditerranéen Catalogne (Espagne)	Composition et structure végétale, diversité des espèces natives et présence des EEE, continuité	Score entre 0 et 10 (seuils variables en fonction du type de milieu)
<i>Visual Assessment of Riparian Health</i> (VARH; Ward <i>et al.</i> , 2003)	Évaluer la santé de l'écosystème riparien (aide à la décision); R	C : terrain; E : non précisés; T : « rapide »/non précisé; A : non précisée	Californie (États-Unis)	10 ou 9 descripteurs (selon la pente du cours d'eau) + photographes	Score entre 9 et 108 (forte pente) ou 10 et 120 (faible pente)
<i>Riparian Forest Quality</i> (QBR; Munné <i>et al.</i> , 2003)	Évaluer la qualité de la forêt riparienne (+ recherche de compatibilité avec DCE); R	C : terrain, savoir identifier les espèces exotiques; E : 1 pers; T : 10-20 min/tronçon; A : tronçons de 50 ou 100 m	Contexte méditerranéen Catalogne (Espagne), adaptable	4 catégories surtout liées à la composition et à la structure de la végétation + 1 item sur la présence d'altérations de type infrastructures	Score entre 0 et 100, réparti en 5 classes avec une couleur associée
<i>Rapid Appraisal of Riparian Condition</i> (RARAC; Jansen, 2005)	Évaluer l'impact des pratiques de gestion (ex. : pâturage) sur l'état écologique des milieux ripariens; R	C : terrain, savoir identifier les espèces exotiques; E : 1 pers; T : 20-60 min/tronçon; A : tronçons de 500 x 40 m, sur 1 ou 2 rives	Milieu gérés Sud-est de l'Australie	5 catégories (avec 9 fonctions écologiques) : continuité et emprise, couvert végétal et complexité de la structure, dominance des espèces natives, etc.	Score total entre 0 et 50 réparti en 5 classes
<i>Riparian Health Assessment</i> (RHA; Fitch <i>et al.</i> , 2009)	Sensibiliser avec des éléments de base les principaux acteurs pour évaluer l'état des ripisylves; R	C : terrain; E : non précisés; T : « rapide »; A : tronçons d'au moins un cycle entier de méandre ou 200 m	Petits cours d'eau (<15 m de large) Existe en version grands fleuves Alberta (Canada)	11 descripteurs : composition et structure végétale, présence de sol nu et d'EEE + 1 item sur la stabilité des berges	Indice de santé écologique en pourcentage entre 0 et 100 %, 3 classes
<i>Riparian Health Inventory</i> (RHI; Fitch <i>et al.</i> , 2009)	Diagnostiquer les altérations et soutenir la prise de décision (cibler des zones de conservation/ressauration); C	C : terrain (accréditation), connaissances en hydrologie et en botanique; E : non précisés; T : plus long que le <i>Riparian Health Assessment</i> ; A : tronçons de 400 à 1200 m	Petits cours d'eau – vision bassin versant Alberta (Canada)	Série de questions avec 79 paramètres sur la composition végétale et l'hydrologie/les sols	Indice de santé écologique en pourcentage entre 0 et 100 %, 3 classes

Nom de la méthode (référence)	Objectifs de la méthode (centrée chenal, C, ou ripisylve, R)	Compétences (C), effectifs (E), temps (T) requis et échelle d'application (A)	Zones d'application	Types d'indicateurs/ variables étudiées	Sorties de la méthode
<i>Riparian Vegetation Index, Riparian Vegetation Response Assessment Index</i> (RVI, VEGRAI; Kemper, 2001; Kleyhans et al., 2007)	Évaluer la réponse de la végétation riparienne aux impacts environnementaux; R	C : terrain, botanique; E : non précisés; T : 2 h; A : non précisé, « variable »	Afrique du Sud	Évaluation d'un large éventail de paramètres (couverture, abondance, structure, composition et recrutement)	Catégorie écologique de A à F; pourcentage de modifié/dégradé à naturel (0 à 100 %) Cadre de référence mentionné
<i>Riparian Vegetation Index</i> (RVI; Aguilar et al., 2011)	Évaluer l'état écologique de la végétation riparienne (identifier les pressions, guider les actions de restauration en lien avec la DCE); R	C : terrain, botanique et écologie fonctionnelle (traito), image et SIG; E : non précisés; T : non précisé; A : bassin versant (<1000 km ²), échantillonnage sur tronçons de 100-250 m	Contexte méditerranéen (échelle locale et régionale) Portugal	Métièques diverses : chimie, morphologie du lit et des berges, occupation des sols, végétation de berge (natives, EEE), indices biologiques	Indice multi-métrique en trois classes (1, 3, 5) + comparaison à un système de référence Visualisation cartographique des zones prioritaires
<i>Riparian Condition Index</i> (RCI; Meixler et Bain, 2010)	Modéliser à l'échelle du bassin versant afin d'évaluer l'état des cours d'eau et des ripisylves; C	C : SIG; E : non précisés; T : « rapide »; A : bassin versant, au moins 30 m de chaque côté des cours d'eau	Ontario (Canada), adaptable	2 indices d'état : – du cours d'eau (SCCI) : occupation des sols, infrastructures – des ripisylves (RCI) : taux de boisement, densité en patchs et complexité des patchs	Score total entre 0 et 1 (RCI), réparti en 3 classes Priorisation des actions
<i>Riparian Quality Index</i> (RQI; González del Tinago et de Jalón, 2006; 2011)	Évaluer l'état écologique des ripisylves (suivi ou restauration); R	C : terrain, SIG, connaissances des sites nécessaire avant terrain; E : 1 pers.; T : 30 min/tronçon minimum; A : tronçons de 0,5 à 1 km de long	Contextes méditerranéens et atlantiques jusqu'à 100 000 km ² , adaptable	7 descripteurs (imprisie, continuité longitudinale, composition végétale et structure, diversité des âges et des natives, état des berges, continuité latérale et verticale)	Score total entre 0 et 150, réparti en 6 classes Suggestion d'actions
<i>Riparian Forest Evaluation</i> (RFV; Magdaleno et Martinez, 2014)	Évaluer l'état écologique des forêts ripariennes en lien avec la DCE; R	C : terrain; E : non précisés; T : non précisé; A : tronçons de 10 à 14 fois la largeur du chenal (approche par transects)	Cours d'eau variés Espagne, adaptable	4 descripteurs (connectivité longitudinale, latérale, verticale, et capacité de régénération)	Score total entre 0 et 5, réparti en 5 classes
Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau (Carhyce; Gob et al., 2014; 2025)	Évaluer l'état hydromorphologique des cours d'eau en lien avec la DCE; C	C : terrain; E : 2 pers.; T : non précisé pour les items dissociés; A : tronçons de 14 fois la largeur du chenal (approche par transects)	Petits et moyens cours d'eau France, adaptable	Pour la ripisylve, caractérisation de l'épaisseur, de la nature (allochtone, autochtone) et de la stratification	Score global, réparti en 5 classes
<i>Rapid Stream-Riparian Assessment</i> (RSRA; Stacey et al., 2021)	Évaluer rapidement la santé fonctionnelle des cours d'eau et des milieux ripariens; C	C : terrain; E : 2 ou 3 pers.; T : 2-3 h/tronçon; A : tronçon d'environ 1 km, si possible avec 3 ou 4 méandres	Petits à moyens cours d'eau Sud-ouest des États-Unis, adaptable	5 catégories : qualité de l'eau, géomorphologie, habitat aquatique, composition et structure de la végétation, et habitat pour la faune terrestre ou restauration	Score entre 0 et 5, réparti en 3 classes Propositions de mesures de gestion ou restauration
Indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves (IBCR; Dajoux, 2019; FNE AuRA, 2022; voir fiche 10)	Diagnostiquer l'état écologique des ripisylves et de leur connectivité (capacité d'accueil de la biodiversité); R	C : terrain; E : non précisés; T : 1 h/tronçon max.; A : tronçon de 500 x 10 m de large, rive par rive Aide avec une application mobile de terrain	Bassin Rhône Méditerranée (France), hors pourtour méditerranéen	15 critères dans 4 catégories : facteurs liés au peuplement et à la gestion, liés au contexte, liés aux perturbations, de connectivité	Score total entre 0 et 100 (15 variables)
<i>RipaSwati</i> (https://ripascan.org/ ; voir fiche 11)	Évaluer le degré de réalisation de fonctions écologiques (physiques et d'habitat) associées au milieu riparien; R	C : terrain, SIG (QGIS); E : 2 pers.; T : 1 h 30/tronçon max.; A : tronçon = 12 fois la largeur du chenal actif, 15 m de large, rive par rive Aide avec application mobile de terrain	Petits et moyens cours d'eau, adaptable	15 fonctions – nécessite la composition végétale (typologie adaptée à des groupes) + des descripteurs de configuration classiques, dont certains de l'IBCR (qualitatifs) et d'autres issus de la cartographie (SIG, quantitatifs)	Note sur 10 pour chaque fonction + comparaison à un système de référence Propositions d'actions + interface (automatisation des calculs et graphiques)

DCE : Directive-cadre sur l'eau; EEE : espèces exotiques envahissantes; SIG : système d'information géographique.

Cette cartographie combine des données de topographie et d'hydrologie, notamment pour la délimitation de la zone riveraine, avec des données satellites de résolutions spatiales comprises entre 2 et 5 m pour la caractérisation de l'occupation des sols selon une typologie de plus de 50 classes (Weissteiner *et al.*, 2016). Celle-ci reste relativement grossière en ce qui concerne la végétation alluviale (en distinguant schématiquement les forêts des fourrés et, au sein des forêts, les forêts caducifoliées, les forêts de résineux, les forêts mélangées et les plantations), mais elle est disponible pour tous les cours d'eau européens (sauf les plus petits). De plus, elle permet une analyse temporelle de l'évolution des boisements riverains : ainsi, entre 2012 et 2018, à l'échelle européenne, près de 88 000 ha ont été perdus soit par érosion (41 %), soit au profit de surfaces bâties (31 %), de terres cultivées (15 %) ou de prairies (13 %).

Deuxièmement, la possibilité d'accéder à des données de description de la végétation riveraine en trois dimensions, notamment *via* l'utilisation de données LiDAR, a permis depuis une vingtaine d'années de mieux caractériser sa structure et d'approcher ainsi des éléments fonctionnels. En effet, l'ajout de ces données améliore la cartographie des habitats et la caractérisation de composition en espèces des boisements riverains. Par exemple, pour des ripisylves du nord-ouest de la France et de Wallonie, la précision de la cartographie des espèces d'arbres passe de 73 à 82 % avec l'ajout de données LiDAR ; ajout qui permet aussi une évaluation de la biomasse avec des précisions de l'ordre de 80 à 90 % (Laslier, 2018 ; Huylenbroeck, 2024). Ces améliorations sont notamment liées à la capacité de pénétration des couverts forestiers par les capteurs LiDAR, permettant de recenser des informations sur la morphologie des arbres et sur leur structure interne. En matière de fonctionnement de l'hydrosystème, ces données sont également utilisées pour caractériser l'ombrage généré par une ripisylve, et donc pour évaluer son effet de régulation thermique sur le cours d'eau (Loicq *et al.*, 2018). Elles permettent aussi d'estimer la densité du couvert végétal par strate ou par classe de hauteur, ce qui est une information cruciale dans l'analyse de l'effet de la végétation riveraine sur les écoulements en période d'inondation (Kiss et Fehérváry, 2023). Après avoir principalement été utilisées à l'échelle locale, les données LiDAR aéroportées deviennent de plus en plus accessibles, avec des couvertures régionales, voire nationales (en cours d'acquisition pour la France *via* le programme LiDAR HD piloté par l'IGN), ce qui permet d'envisager leur future mobilisation dans les protocoles de caractérisation des cours d'eau et des marges fluviales.

Conclusion

Disposer d'informations sur les forêts riveraines relève d'un enjeu aussi bien scientifique qu'opérationnel. Que ce soit pour comprendre leur fonctionnement, diagnostiquer leur dégradation, suivre leur restauration ou estimer les fonctions, voire les services écosystémiques qu'elles rendent, il convient de caractériser leur

configuration, leur composition, leur structure et leur dynamique. Ce besoin de caractérisation est variable selon les échelles concernées : outil de surveillance à large échelle (un pays, l'Union européenne), besoin de planification des travaux à l'échelle du bassin versant, suivi d'une action de restauration d'un site particulier, etc. Si le développement d'approches spécifiques aux milieux et aux forêts riveraines est relativement récent, les démarches en cours laissent présager une gamme plus étendue d'outils disponibles dans les années à venir, par exemple l'utilisation de la télédétection et en particulier de données LiDAR (Vivier *et al.*, 2018).

Références bibliographiques

- Aguilar F.C., Fernandes M.R., Ferreira M.T., 2011. Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (402), 21.
- Bjorkland R., Pringle C.M., Newton B., 2001. A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environmental Monitoring and Assessment*, 68, 99-125.
- Chovanec A., Waringer J.A., Straif M., Graf W., Reckendorfer W. *et al.*, 2005. The Floodplain Index: a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework. *Arch. Hydrobiol.*, suppl. 155, 169-185.
- Dajoux M., 2019. Préserver et restaurer les ripisylves : un enjeu de biodiversité. Rapport d'étapes, FNE AuRA, 58 p. https://www.fne-aura.org/uploads/2020/08/bilan_ripisylves20190819.pdf
- Fitch L., Adams B.W., Hale G., 2009. *Riparian Health Assessment for Streams and Small Rivers: Field Workbook*, Second Edition, Cows and Fish Program, Lethbridge, Alberta, 94 p.
- FNE AuRA, 2022. Notice d'utilisation de la fiche de relevé ripisylves. FNE AuRA. <https://www.fne-aura.org/uploads/2022/01/notice-dutilisation-de-la-fiche-de-releve-2022.pdf>
- Gob F., Bilodeau C., Thommeret N., Belliard J., Albert M.B. *et al.*, 2014. Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CarHyCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1, 57-72.
- Gob F., Thommeret N., Bilodeau C., Tamisier V., Rivière R. *et al.*, 2025. Assessing the morphological alteration of river reaches from 15 years of measurements: French hydromorphological database and indicators (Carhyce). *Geomorphology*, 479, 109737.
- Gonod B., 2022. Évaluation du potentiel de réalisation des fonctions écologiques au sein des milieux ripariens : enquêtes, perfectionnement d'outil et cas d'étude. Rapport de mémoire de master 2, Strasbourg.
- González del Tánago M., García de Jalón D., 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25 (1-2), 389-402.
- González del Tánago M., García de Jalón D., 2011. Riparian Quality Index (RQI): a methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30 (2), 235-254.
- González del Tánago M., Martínez-Fernández V., García de Jalón D., Rodríguez-González P.M., Dufour S. *et al.*, 2020. Knowledge conversion for enhancing management of European riparian ecosystem and services: guidance to implement the protocol for the status/pressures assessment. Report, COST Action, Converges.
- Gutiérrez C., Salvat A., 2006. Índex de vegetació fluvial (IVF). Agència Catalana de l'Aigua, HIDRI, Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

- Gutiérrez C., Salvat A., Sabater F., 2001. Índex per a l'avaluació de la qualitat del medi fluvial a partir de la vegetació de ribera, Índex IVF. Documents techniques de l'Agència Catalana de l'Aigua, Spain, 96 p.
- Huylenbroeck L., 2024. Remote sensing applications for the characterization and management of riparian vegetation in Southern Belgium. Doctoral thesis, Liège Université, Gembloux Agro-Bio Tech, ORBi-University of Liège, 206 p. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/315642>
- Huylenbroeck L., Laslier M., Dufour S., Georges B., Lejeune P. *et al.*, 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: a review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>
- Jansen A., 2005. Rapid appraisal of riparian condition: scaling up from on-ground measurement to remote sensing. In: *Australian Stream Management Conference*, Department of Primary Industries, Water and Environment, 313-319.
- Kemper N.P., 2001. Riparian vegetation index. *Water Research Commission Report*, 850 (3), 01.
- Kiss T., Fehérvári I., 2023. Increased riparian vegetation density and its effect on flow conditions. *Sustainability*, 15, 12615. <https://doi.org/10.3390/su151612615>
- Kleynhans C.J., Mackenzie J., Louw M.D., 2007. *Module F: Riparian Vegetation Response Assessment Index in River EcoClassification: Manual for EcoStatus Determination* (version 2), Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry Report, WRC Report No.
- Laslier M., 2018. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle. Thèse, université Rennes-2, 323 p.
- Loicq P., Moatar F., Jullian Y., Dugdale S.J., Hannah D.M., 2018. Improving representation of riparian vegetation shading in a regional stream temperature model using LiDAR data. *Science of the Total Environment*, 624, 480-90.
- Maciejewski L., 2016. État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, évaluation à l'échelle du site Natura 2000, version 2. Tome 1 : définitions, concepts et éléments d'écologie, mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 82 p.
- Magdaleno F., Martínez R., 2014. Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the Riparian Forest Evaluation (RFV) index. *Forest Systems*, 23 (2), 259-272. <https://doi.org/10.5424/fs/2014232-04488>
- Meixler M.S., Bain M.B., 2010. Landscape scale assessment of stream channel and riparian habitat restoration needs. *Landscape and Ecological Engineering*, 6, 235-245.
- Munné A., Prat N., Sola C., Bonada N., Rieradevall M., 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams. QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147-164.
- NRCS, 1998. Stream Visual Assessment Protocol. Technical Note 99-1, US Dept. of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 36 p.
- Petersen Jr R.C., 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27 (2), 295-306.
- Platts W.S., Megahan W.F., Minshall G.W., 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. USDA Forest Service, General Technical Report INT-138, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, USA, 70 p.
- Rankin E.T., 1989. The Qualitative Habitat Evaluation Index [QHEI]: rationale, methods, and application. Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Environmental Protection Agency, 69 p.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Everard M., 1998. Quality assessment using river habitat survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8 (4), 477-499.

- Raven P.J., Fox P., Everard M., Holmes N.T.H., Dawson F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. *In: Freshwater Quality: Defining the Indefinable?*, The Stationery Office Books, 215-234.
- Stacey P.B., Jones A.L., Catlin J.C., Duff D.A., Stevens L.E. *et al.*, 2021. *Rapid Assessment of the Functional Condition of Stream-Riparian Ecosystems in the American Southwest*, User's Guide Second Edition, 48 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23951.25766>
- Viry D., 2013. État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude, version 1, avril 2013. Rapport SPN 2013-12, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle/Office national de l'eau et des milieux aquatiques, Paris, 83 p.
- Vivier A., Breton L., Grival S., Melun G. (coord.), 2018. Avancées, apports et perspectives de la télédétection pour la caractérisation physique des corridors fluviaux. *In : Actes de la journée technique*, Paris, 10 juin 2016, Agence française pour la biodiversité, coll. Les actes, 120 p.
- Ward T.A., Tate K.W., Atwill E.R., 2003. Visual Assessment of Riparian Health. *Rangeland Monitoring Series*, 8089.
- Weissteiner C., Ickerott M., Ott H., Probeck M., Ramminger G. *et al.*, 2016. Europe's green arteries: a continental dataset of riparian zones. *Remote Sensing*, 8, 925. <https://doi.org/10.3390/rs8110925>

Partie II

**Dimensions physiques,
biologiques et sociales**

Dynamique fluviale et forêts riveraines des grands cours d'eau

Emmanuèle Gautier, Stéphane Braud

Les cours d'eau et leur plaine d'inondation sont le support d'une mosaïque de végétation diversifiée en raison de leur hétérogénéité topographique, sédimentaire et hydrologique. La notion d'hydrosystème fluvial (Amoros et Petts, 1993) rend compte des interdépendances au sein des corridors fluviaux : les flux longitudinaux d'eau et de sédiments, les échanges entre la nappe d'accompagnement et les chenaux, mais aussi les échanges transversaux au sein de la bande active, et entre cette dernière et la plaine d'inondation, sont à l'origine d'une grande diversité d'habitats et de variations qui jouent un rôle à différentes échelles de temps (Naiman *et al.*, 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007).

Les paysages fluviaux, dominés par la présence d'une forêt alluviale, ont fait l'objet d'une exploitation humaine précoce, pour les besoins du pâturage et de l'agriculture, avant d'être profondément perturbés au cours de l'ère industrielle. Actuellement, très peu d'hydrosystèmes fluviaux ont conservé une ripisylve étendue et diversifiée.

Les objectifs de ce chapitre sont de présenter les bases des processus hydrologiques et morphodynamiques à l'origine de la répartition spatiale de la ripisylve et de son évolution temporelle. Ce chapitre concerne les grands cours d'eau, mais il s'applique aussi (au moins partiellement) aux cours d'eau plus modestes.

Quelques concepts hydromorphologiques

Toute rivière établit un équilibre dynamique entre sa charge solide (constituée des sédiments et des bois qu'elle transporte) et l'énergie (grandeur physique dépendant du débit liquide et de la pente du cours d'eau) dont elle dispose pour mettre en mouvement ses sédiments. Ainsi, les cours d'eau naturels ajustent continuellement leur largeur, leur profondeur, le nombre de leurs chenaux, leur sinuosité, etc., au gré des fluctuations de leur charge alluviale et

de leur énergie. La notion d'«équilibre dynamique» ne signifie donc pas une absence de modification des caractéristiques physiques du cours d'eau, mais un ajustement permanent autour de conditions moyennes, du fait des fluctuations du débit liquide et du débit solide. Ce concept permet d'expliquer comment, après une perturbation de faible ampleur et de courte durée, le cours d'eau est capable de retrouver un état proche de l'origine (Bravard et Petit, 2002). En revanche, lorsque la perturbation est forte et durable, le cours d'eau peut évoluer vers un nouvel état d'équilibre (ex. : changement de style fluvial) ; on parle alors de «métamorphose fluviale».

Le niveau à pleins bords correspond à l'altitude atteinte par l'eau entre les deux berges, avant débordement dans la plaine alluviale. La période de retour du débit à pleins bords d'un cours d'eau peu anthropisé est théoriquement située entre un et trois ans (Bravard et Petit, 2002), même si des différences existent, notamment en fonction du régime hydrologique du cours d'eau considéré et des caractéristiques géologiques de son bassin versant.

Les géomorphologues accordent une grande attention à la durée et à la fréquence de ce débit en raison de sa capacité de remobilisation de la charge de fond des chenaux actifs, et donc de son efficacité géomorphologique. De plus, au-dessus du débit à pleins bords, la diffusion des eaux de débordement entraîne des processus de sédimentation dans la plaine.

Du point de vue biogéomorphologique, deux grandes unités peuvent être distinguées pour les grands cours d'eau :

- la bande active, comprenant les chenaux en eau (en permanence ou épisodiquement) et les bancs composés des dépôts sédimentaires mobiles. La végétation pérenne y est absente (ou d'extension limitée) en raison de la remise en mouvement fréquente et prolongée de la charge solide ;
- la plaine d'inondation et les éventuelles îles boisées, qui sont submergées lorsque le débit dépasse le niveau à pleins bords. Lorsqu'elle a été épargnée par les aménagements, la plaine est occupée par une végétation alluviale diversifiée, allant des séquences pionnières, généralement proches de la bande active, aux boisements matures à bois dur sur des unités plus éloignées ou plus hautes par rapport à la bande active (voir chapitre 6).

Interactions entre les processus hydrogéomorphologiques et la dynamique de la végétation

Les interactions entre dynamique fluviale et végétation alluviale sont nombreuses et complexes. Les milieux ripariens sont structurés mais aussi remaniés, voire détruits, par les flux d'eau et de sédiments. De façon réciproque, la végétation alluviale peut exercer un contrôle fort sur les processus hydrogéomorphologiques, ce qui a conduit au concept d'«espèces ingénieures» (Gurnell, 2014 ; Corenblit *et al.*, 2024).

Le régime hydrologique

Le régime hydrologique (c'est-à-dire la saisonnalité des hautes et des basses eaux) détermine la fréquence et la durée de submersion des unités fluviales de la bande active. Cette saisonnalité est déterminée par les climats qui agissent à l'échelle du bassin versant. Il a été montré que la végétation alluviale est moins dépendante des précipitations dans les grandes plaines alluviales, où la nappe joue un rôle prépondérant (Amoros et Bornette, 2002).

Le rôle de la variation des débits

Le lien entre les débits du cours d'eau, les hauteurs de nappe et le développement de la ripisylve est complexe et doit être analysé en détail. Les graines sont transportées par l'eau (hydrochorie) et distribuées verticalement selon le niveau d'eau et selon leur flottabilité (Gaudichet *et al.*, 2022 ; voir chapitre 6). La végétation ligneuse pionnière est composée d'espèces bien adaptées aux perturbations fréquentes (crues fortes, mobilité des sédiments), appartenant principalement à la famille des Salicacées (saules et peupliers). La croissance de ces espèces pionnières est favorisée l'été par l'exondation des bancs et des berges. Cependant, en cas de rabattement trop rapide de la nappe et du niveau de l'eau dans le chenal, les plantules peuvent souffrir de la sécheresse. De plus, l'inondation de la plaine et des îles, en augmentant l'humidité du sol, peut favoriser la croissance de la végétation. Cependant, une submersion prolongée de la ripisylve peut, à l'inverse, retarder la levée de dormance en début de printemps et limiter la croissance des arbres (Astrade *et al.*, 2013). L'inondation exerce un stress sur les populations végétales, essentiellement par anoxie, et nécessite des adaptations, comme le fait de pousser très vite, ce qui est le cas de nombreuses espèces alluviales (ex. : saules, aulnes) (Schnitzler-Lenoble, 2007).

Au sein d'une même plaine d'inondation, les espèces ne montrent pas la même sensibilité à la sécheresse édaphique et aux battements de la nappe, certaines sollicitant plus l'eau du sol (zone vadose⁵, non saturée, potentiellement réalimentée par les pluies), et les autres, celle de la nappe (Singer *et al.*, 2013 ; voir chapitre 3).

Le rôle de la distance et de la hauteur par rapport au fleuve et à la nappe

Les unités de la plaine ou des îles se répartissent sur des niveaux topographiques différents ; les unités qui sont perchées par rapport au fleuve seront moins fréquemment en contact avec la nappe et moins longtemps submergées par débordement du fleuve, ce qui va potentiellement induire des croissances moins rapides et le développement d'espèces moins exigeantes en eau (Gautier *et al.*, 2007a). Les dépressions, qui correspondent généralement à d'anciens chenaux, sont plus fréquemment inondées. Les inondations pénètrent dans les plaines *via* ces bras morts. De plus, les parties les plus profondes de ces anciens chenaux peuvent être connectées tout ou partie de l'année à la nappe. En Loire bourguignonne, les analyses hydrochimiques des

⁵ Zone vadose : ensemble constitué de la surface du sol et de la partie du sous-sol qui se situe au-dessus de la nappe phréatique.

zones humides correspondant à des méandres abandonnés montrent des différences dans leur mode d'alimentation en eau : pour les anciens méandres les plus éloignés de la Loire actuelle, une alimentation en eau par la nappe de coteau prédomine, tandis que les bras plus proches de la Loire actuelle ont une signature chimique exprimant un mélange d'eau de la nappe d'accompagnement et du fleuve (Négre et al., 2003). Dans la même région, une étude récente montre que les arbres croissant sur d'anciennes îles, éloignées du lit actif, poussent mieux que ceux des autres parties de la plaine (Hureau, 2022), en raison du niveau de la nappe qui reste plus élevé dans les anciens chenaux qui entourent ces îles.

L'influence des crues

Les crues sont des phénomènes qui, selon leur intensité, peuvent façonner l'évolution des lits fluviaux, et par conséquent perturber le développement des boisements alluviaux ou les détruire. Cependant, la ripisylve peut également s'adapter à ces perturbations et même, dans certaines conditions, influencer les processus fluviaux.

La survie des premiers stades de développement des ligneux pionniers aux crues

La topographie des formes du lit, combinée à la hauteur des eaux qui transportent les graines de certaines espèces ligneuses pionnières (saules, peupliers, etc.), conditionne le recrutement des semis sur les dépôts.

Une fois la graine germée sur les sédiments humides au printemps, la croissance et la survie des plantules peuvent être affectées par les crues suivantes selon plusieurs scénarios : par arrachage, par érosion du substrat de germination ou encore par enfouissement sous les sédiments (Wintenberger, 2015). Bien sûr, des combinaisons de ces scénarios sont possibles, et l'intensité de ces phénomènes dépendra de la vitesse des écoulements et du type de substrat. La force de traînée (force d'entraînement due à l'écoulement), quant à elle, est fonction de la surface de la partie aérienne qui s'oppose à l'écoulement, ce qui dépend du stade de croissance des semis. Ainsi, selon leur intensité, ces perturbations peuvent engendrer soit la mort de l'individu, soit sa fragilisation, soit son adaptation à ces contraintes par l'inclinaison de son port ou par le développement d'une architecture racinaire asymétrique.

Cependant, ces plantes pionnières ont déployé des stratégies pour se développer dans ces contextes, par l'abondance du stock de graines, par leur capacité à se multiplier facilement par boutures, rejets et drageons, ou par la flexibilité de leurs tiges (Wintenberger, 2015).

Les interactions entre l'érosion des berges et la ripisylve

Les hydrauliciens distinguent trois modes d'érosion des berges qui peuvent se produire lors des crues (Degoutte, 2012) :

- l'érosion par le courant du pied de talus, phénomène particulièrement actif lorsque la direction du courant fait un angle avec une berge concave constituée de matériaux non cohésifs (sables, graviers, galets) ;

- l'érosion par glissement en masse, en phase de décrue (pendant la crue, l'eau dans le chenal exerce une poussée sur la berge qui limite l'érosion par glissement) et lorsque les caractéristiques de la berge (pente du talus, présence d'eau dans la rive, etc.) ne permettent plus de conserver l'équilibre du talus ;
- l'effondrement ou l'éboulement d'une zone en surplomb après le sapement du pied de berge.

Ainsi, lors des crues, des pans entiers de la ripisylve peuvent être déracinés et entraînés par le courant vers l'aval. De nombreuses études montrent que les bois flottants observés lors des fortes crues sont en grande partie constitués de bois « frais » (végétation ligneuse déracinée lors de l'événement étudié), et non pas de bois « mort » (Quiniou et Piton, 2022 ; voir chapitre 13).

Inversement, la végétation ligneuse peut améliorer dans une certaine mesure la stabilité des berges. D'une part, la forte densité des tiges des saules buissonnants a pour conséquence de freiner le courant, et peut donc réduire l'effet de l'érosion générée par la crue. D'autre part, les tiges souples des saules arbustifs peuvent se plier sous l'effet du courant et se plaquer contre le sol, augmentant ainsi la résistance à l'érosion. C'est la compréhension de ces phénomènes qui a conduit certains gestionnaires à utiliser les techniques de tressage, ou fascines de saules, pour protéger les berges des cours d'eau (Adam *et al.*, 2008). Cependant, lorsque la rive est située plusieurs mètres au-dessus du thalweg, la ripisylve a peu d'effet sur l'érosion du pied des berges concaves des méandres mobiles (Gautier *et al.*, 2007a).

Les interactions entre la sédimentation et la ripisylve

La texture des sédiments module la teneur en eau du sol. Dans la zone non saturée (vadose), les dépôts sableux ou caillouteux, pauvres en limons et en argiles, très drainants, ne favorisent pas la croissance de certains arbres (aulnes, etc.) qui poussent sur des dépôts plus fins, ayant une meilleure capacité de rétention en eau. Parfois, le système racinaire de certaines espèces est bloqué par une couche de sédiments grossiers qui l'empêche d'accéder aux niveaux de la nappe. Ainsi, sur l'Ain et le Rhône, les racines des frênes sont bloquées dans leur accès à la nappe par la présence d'une couche de sédiments caillouteux (Singer *et al.*, 2014). Sur des dépôts grossiers (sablo-caillouteux) très drainants d'anciens bras de la Loire, la succession vers les arbres de la forêt à bois dur (chênes, frênes, ormes) est lente si ces dépôts ne sont pas recouverts d'une couche de limons : les friches à prunelliers se maintiennent des décennies. On observe donc des habitats xériques sur des sols épisodiquement inondés.

Le développement des stades pionniers à bois tendre va permettre le piégeage de sédiments plus fins qui conduit à l'exhaussement progressif de la zone, l'enrichissement en matière organique et, par combinaison des deux précédents, l'amélioration de la rétention d'eau du sol.

De la colonisation végétale au contrôle exercé par les plantes sur la morphodynamique fluviale

La ripisylve joue un rôle important dans la diversification des formes fluviales en accroissant la résistance à l'écoulement, ce qui provoque le piégeage d'une partie de la charge solide transportée par le cours d'eau. Une expérimentation en chenal hydraulique, menée par Tal et Paola (2010), précise le rôle joué par la végétation sur l'évolution morphodynamique d'un chenal en tresses. La croissance de la végétation sur les marges entraîne une évolution des chenaux : l'écoulement se concentre dans un ou deux chenaux, les bras secondaires sont colonisés par la végétation, et les berges résistent plus à l'érosion. Sur des temps longs, l'apparition et le développement des plantes au cours du Carbonifère expliqueraient, selon Corenblit *et al.* (2024), la transformation des systèmes fluviaux à chenaux multiples, très instables, vers des patrons à chenal unique méandrique.

La présence d'un arbuste et même d'un buisson perturbe les écoulements. Les turbulences créées conduisent au creusement de dépressions en amont et le long de l'arbuste. À l'aval immédiat, les vitesses d'écoulement sont diminuées, ce qui favorise la sédimentation et la formation de traînées sédimentaires. Le piégeage de la charge solide par les végétaux dépend de leur densité au sol et de leur hauteur : des buissons de saules et de peupliers peu élevés vont piéger plus efficacement la charge solide que des arbres plus hauts. Sur la Loire moyenne, lors de la crue de décembre 2003 (crue vicennale), des dépôts de 40 à 60 cm d'épaisseur ont été mesurés à l'aval immédiat des buissons de saules installés sur les bancs et en haut des berges (Gautier *et al.*, 2007b). Le bilan sédimentaire établi sur un banc de l'Allier en majorité occupé par des peupliers noirs montre également que le piégeage des sédiments s'effectue principalement au niveau des séquences forestières pionnières ainsi qu'en aval de ces arbustes qui freinent le courant (Corenblit *et al.*, 2024). Certaines espèces végétales, comme les saules et les peupliers, deviennent donc des espèces ingénieures responsables de la construction de certaines formes alluviales.

L'organisation spatiale des forêts alluviales au sein des lits fluviaux

Les styles fluviaux

Les cours d'eau ont été répartis selon quatre grands types morphologiques en croisant deux paramètres : le nombre de chenaux actifs et la sinuosité du chenal principal (Bravard et Petit, 2002).

Le style rectiligne est caractéristique notamment des bassins amont en zone de montagne, où, proche des sources, le chenal actif en forte pente est encadré par deux versants. Dans ce contexte de vallée encaissée, le développement de la ripisylve est très réduit sur les bords du torrent.

Plus en aval, en raison de l'élargissement de la vallée et du rôle joué par les débordements, les ripisylves prennent de l'ampleur et peuvent présenter une structure en mosaïque allant de séquences pionnières à des forêts matures à bois dur.

Dans le cas des systèmes en tresses, développés dans les plaines intramontagnardes, le développement de la ripisylve est limité par la mobilité importante des bancs et des chenaux. De plus, le déplacement rapide des sédiments et leur taille grossière (galets, graviers) limitent la colonisation végétale aux espèces les plus robustes.

Dans les secteurs de plaines et de plateaux, les vallées s'élargissent et sont généralement occupées par des rivières à méandres mobiles. Les pentes plus douces induisent des niveaux d'énergie plus faibles que ceux des chenaux en tresses. La principale caractéristique des méandres est la migration latérale du chenal actif : la berge concave – même boisée – s'érode, tandis que se forme un banc de convexité. La poursuite de ce processus entraîne la formation de bancs de convexité successifs qui, au fur et à mesure de leur éloignement du chenal actif, sont colonisés par la végétation. Cette évolution crée une organisation de la ripisylve spécifique, avec une succession qui dépend de la distance au chenal (voir chapitre 6). Le recouplement de méandres perturbe et diversifie cette succession végétale.

Les grandes vallées fluviales sont – lorsqu'elles ont été épargnées par l'artificialisation massive – caractérisées majoritairement par des chenaux en anabranches, c'est-à-dire où les chenaux multiples, souvent sinueux, bordent de grandes îles boisées ; des bras secondaires souvent très longs et étroits traversent la plaine sur une grande longueur. Ce style fluvial est associé à des pentes faibles (donc un milieu peu énergétique) et à des transports solides majoritairement par suspension (Nanson et Knighton, 1996). Ces patrons fluviaux montrent une grande stabilité des berges des chenaux principaux, mais des îles qui évoluent.

Plaines et îles : une structure végétale en mosaïque

Dans les basses vallées, l'élargissement des plaines alluviales, couplé à la plus grande stabilité des formes fluviales, favorise le développement et la diversification des ripisylves, qui vont s'installer sur les marges du fleuve ainsi que sur les îles. Les plaines montrent une diversité de formes héritées de périodes antérieures : anciens chenaux plus ou moins comblés, anciens bancs et anciennes îles plus ou moins élevés, donc plus ou moins longuement inondés. Cette diversité de formes s'accompagne de dépôts sédimentaires hétérogènes. La combinaison des fréquences et/ou des durées de submersion différentes avec des corps sédimentaires plus ou moins drainants et des sols plus ou moins développés assure aux plaines alluviales une structure végétale en mosaïque.

Deux processus principaux expliquent la formation des îles, très nombreuses dans le cas des cours d'eau en anabranches : la stabilisation d'un banc, ou bien encore l'ouverture d'un chenal par défluviation secondaire (réoccupation d'un ancien

chenal) dans la plaine (les deux types coexistant souvent au sein d'un même cours d'eau). Densément boisées, les îles peuvent être anciennes : certaines îles du Paraná (État du Brésil) sont plurimillénaires (Leli *et al.*, 2020).

La stabilité de ces chenaux et les processus d'accrétion verticale par les dépôts fins de débordement permettent à la forêt alluviale de se développer. Les îles accueillent des mosaïques végétales diversifiées (Gautier *et al.*, 2016). Dans le cas des îles longilignes situées entre deux chenaux actifs, l'île sera affectée d'une érosion de sa tête et d'une accrétion en aval (figures 5.1 et 5.2). De ce fait, les successions végétales s'organisent selon un gradient d'amont en aval : les séquences pionnières s'installent sur les dépôts récents en aval en raison de la sédimentation progressive en queue d'île, tandis que les boisements sont plus anciens en amont. Lorsqu'elles ont été formées par regroupement d'ilots d'âges différents, les grandes îles peuvent également être occupées par des stades différents de la végétation. Ces dernières sont aussi caractérisées par une forte accrétion latérale. On y trouve une mosaïque de milieux plus ou moins humides et de végétations d'âges différents (Gautier *et al.*, 2016).

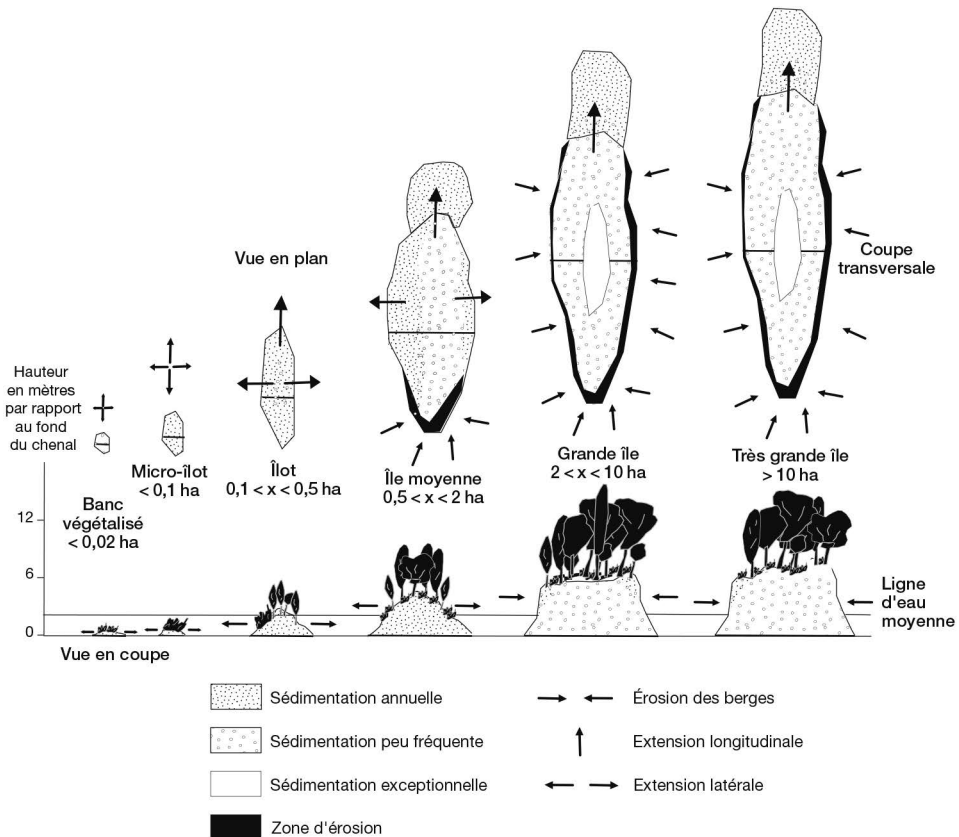


Figure 5.1. Évolution et migration des îles de Loire moyenne : modèle d'évolution des îles de Loire (source : Grivel et Gautier, 2012).



Figure 5.2. Exemple d'une île longiligne de la Loire moyenne. Le sens de l'écoulement va de la droite (arrière-plan) vers la gauche (premier plan). Noter la progression de la végétation en queue d'île (© Emmanuèle Gautier).

Évolution des lits et des plaines alluviales des grands cours d'eau

Les sources palynologiques et archéologiques apportent des informations sur l'évolution à long terme des paysages fluviaux. C'est au cours de l'époque gallo-romaine que le paysage commence à subir des modifications importantes du couvert végétal, qui est marqué par un fort recul de l'aulnaie du fait de l'extension des surfaces pâturées, mais aussi cultivées (ex. : saule, chanvre) (Carcaud *et al.*, 2002). En Europe, l'artificialisation des milieux s'accroît au cours du Moyen Âge par la modification de la topographie (ex. : construction de tertres surélevés, changement de tracé des confluences, comblement de bras), conduisant progressivement à l'édification de structures permanentes (levées et digues).

Les XIX^e et XX^e siècles ont été marqués par une très forte artificialisation des grands cours d'eau, dans un premier temps par leur chenalisation pour améliorer la navigation, puis dans un second temps par la multiplication des grands barrages, qui modifient radicalement les flux d'eau et de sédiments. L'ensemble des aménagements conduit à une forte réduction de la largeur des bandes actives, de la diversité des unités fluviales, et à l'assèchement des plaines d'inondation. À l'heure actuelle, à l'échelle mondiale, seuls 23 % des grands cours d'eau (de plus de 1000 km de long) ont conservé un écoulement libre et ininterrompu jusqu'à l'océan (Grill *et al.*, 2019).

Les pressions anthropiques perturbant la forêt alluviale

Cette partie n'a pas vocation à détailler l'ensemble des aménagements ou des interventions anthropiques qui peuvent altérer les hydrosystèmes fluviaux, mais plutôt à identifier et regrouper certains impacts des pressions anthropiques sur les fonctionnalités du cours d'eau qui peuvent également affecter le développement de la ripisylve.

La déconnexion hydrologique d'une partie de la plaine alluviale

L'implantation d'un système d'endiguement le long d'un cours d'eau a pour effet immédiat de diminuer la connexion hydrologique entre le lit majeur endigué et la plaine alluviale située hors de la zone intra-digues. L'impact sera bien sûr très variable selon la proximité de la digue du lit mineur, la hauteur des digues, la présence d'un noyau étanche dans le corps de digue, l'existence d'annexes hydrauliques hors de la zone endiguée, etc. Selon l'intensité de cette déconnexion, on peut observer une disparition de certains cortèges d'espèces ligneuses hors du lit endigué, liée principalement à l'absence de submersion fréquente.

L'incision des lits fluviaux

L'ajustement progressif et lent du profil en long d'une rivière peut découler d'un phénomène naturel. Cependant, de nombreuses perturbations anthropiques (ex. : endiguement, ouvrages de navigation, recoupement forcé de méandres, extraction de sédiment dans le chenal) ont provoqué un enfouissement rapide et généralisé du lit mineur des cours d'eau dans leurs alluvions, ou dans le substratum lorsqu'il était peu résistant (exemple du seuil des Madeleines sur l'Allier) : on parle alors d'incision du lit. C'est la rapidité du processus qui est probablement le plus problématique, puisqu'elle nécessite une adaptation brusque de l'environnement riverain. Ce dysfonctionnement peut sembler, dans un premier temps, plutôt favorable au développement de la forêt alluviale, puisqu'il permet une exondation plus fréquente de certaines unités morphologiques (ex. : bancs, bras secondaires) en favorisant l'augmentation des surfaces disponibles pour le recrutement des saules et peupliers. Cependant, cet enfouissement du chenal s'accompagne également d'un rabattement de la nappe d'accompagnement et, par conséquent, de l'assèchement des écosystèmes riverains (moins souvent inondés et déconnectés de la nappe), pouvant permettre l'installation plus précoce de la forêt à bois dur. À moyen terme, cela affecte les forêts alluviales plus anciennes, qui se retrouvent ainsi « perchées » (voir fiche 13). Se développe alors une forme de terrestrialisation de la plaine alluviale, pouvant conduire au dépérissement (voir chapitre 8) et au remplacement des espèces alluviales par des espèces plus adaptées à la sécheresse, ces dernières se développant généralement hors des lits fluviaux.

Le blocage de l'érosion latérale

Les protections de berges réduisent également la diversité géomorphologique du tronçon. En effet, le blocage de la translation naturelle vers l'aval des méandres d'un cours d'eau mobile va empêcher la formation de nouveaux bancs de convexité, propices au recrutement et à l'installation de jeunes ligneux pionniers, et va ainsi limiter le renouvellement de ces populations, la diversité d'habitats du tronçon de cours d'eau et l'assemblage de ces milieux sous forme de mosaïque.

Le concept d'espace de mobilité des cours d'eau a pour finalité de préserver un fuseau autour du cours d'eau exempt de protections de berges, afin de permettre à la rivière de les éroder et de s'ajuster dans le temps aux fluctuations des débits

liquides et solides. Le maintien de cet espace est donc crucial pour la diversité et la fonctionnalité des forêts alluviales ainsi que pour l'efficacité des services écosystémiques qu'elles apportent (voir chapitre 2).

Évolution biogéomorphologique des lits fluviaux : une succession de changements au cours des deux derniers siècles

L'évolution des rivières des montagnes françaises

La diminution de la puissance des crues, et corrélativement du transport solide, peut déclencher une diminution de la largeur de la bande active, dont les marges sont colonisées par la forêt alluviale. Dans le cas de massifs montagnards français, torrents et rivières montrent depuis la fin du XIX^e siècle non seulement une nette stabilisation de leurs bancs, mais aussi une incision. L'origine de ce processus est double : d'une part, la fin du petit âge glaciaire (mi-XIII^e à fin XIX^e siècle) a provoqué une diminution de la fréquence des fortes crues. D'autre part, les travaux de reboisement et de correction torrentielle, menés par le service de la Restauration des terrains en montagne (RTM), ont été efficaces dans le sens où ils ont effectivement stabilisé les versants et le lit des torrents. Cette double évolution a provoqué une diminution des apports sédimentaires aux cours d'eau, dont les largeurs de bande active ont diminué au cours du XX^e siècle et dont les chenaux se sont enfoncés. On assiste à une « métamorphose paysagère » (Astrade *et al.*, 2013) dans les fonds de vallée : la forêt alluviale a conquis les surfaces abandonnées. L'enfoncement du plancher alluvial s'est déclenché en amont des bassins, puis s'est propagé vers l'aval dans de nombreuses vallées des Alpes et des Cévennes (Liébault et Piégay, 2002 ; Astrade *et al.*, 2013). S'est alors enclenchée une boucle de rétroaction avec la végétation. La croissance de la ripisylve a accru la banque de graines, accélérant la colonisation végétale au cours de la seconde moitié du XX^e siècle, et donc la réduction de la largeur des bandes actives. L'incision a provoqué la surélévation des marges des cours d'eau qui, en devenant des terrasses « insubmersibles », ont vu leur végétation alluviale dans certains cas remplacée par des pins.

À l'effet de l'évolution hydroclimatique historique s'ajoutent, dans la majorité des cas, ceux des endiguements mis en place à partir du milieu du XVIII^e siècle. L'endiguement des rivières, qui étaient majoritairement en tresses, a provoqué une très forte diminution de la largeur des bandes actives, accompagnée d'une décroissance du nombre de bras et de la taille des bancs. En général, les cours d'eau ont perdu entre le tiers et plus de la moitié de leur espace naturel de divagation.

Une recolonisation végétale de grande ampleur sur la Loire

L'évolution de la Loire et de sa ripisylve traduit bien les impacts des différents usages qui se sont succédé au cours des derniers siècles. La Loire se distingue de nombreux cours d'eau d'Europe, dans la mesure où le fleuve a en partie échappé à l'artificialisation complète de son chenal. Les cartes anciennes du XVIII^e siècle

montrent un lit avec une bande active large, où la végétation occupe des surfaces très limitées (moins de 10 % de la surface du lit endigué de la Loire moyenne). Les recherches ont montré que cette quasi-absence de végétation était imputable à la gestion mise en place pour permettre la navigation sur le fleuve : pour empêcher la formation de tout obstacle ligneux sur pied ou bois flotté, des cantonniers baliseurs étaient chargés de « nettoyer » le lit de toute végétation et de l'entretenir (Gautier *et al.*, 2007b ; Grivel, 2008 ; Grivel *et al.*, 2018).

La végétation alluviale a reconquis le lit fluvial en deux phases principales. La première phase est intervenue entre le XIX^e siècle et le début du XX^e siècle : la navigation, concurrencée par le chemin de fer, a périclité. Les séquences pionnières ont alors amorcé une première phase de colonisation du lit. À partir de 1850, les séquences pionnières en Loire moyenne ont progressé à un rythme annuel de 0,04 % dans le lit entre les levées. Puis, à partir du milieu du XX^e siècle, l'évolution s'est accélérée (+0,15 à +0,17 % du lit par an). Les boisements ont évolué, passant à des formations à bois dur (Grivel, 2008).

Plusieurs facteurs ont favorisé cette progression : l'absence de grande crue depuis 1907, l'abandon des pratiques agropastorales dans le lit de la Loire et surtout l'enfoncement du chenal principal (jusqu'à 2 m sur certains secteurs de la Loire moyenne entre 1900 et 1988), qui s'est amorcé lentement au cours du XIX^e siècle, en raison de l'endiguement, et qui s'est fortement accéléré dans les années 1970-1990

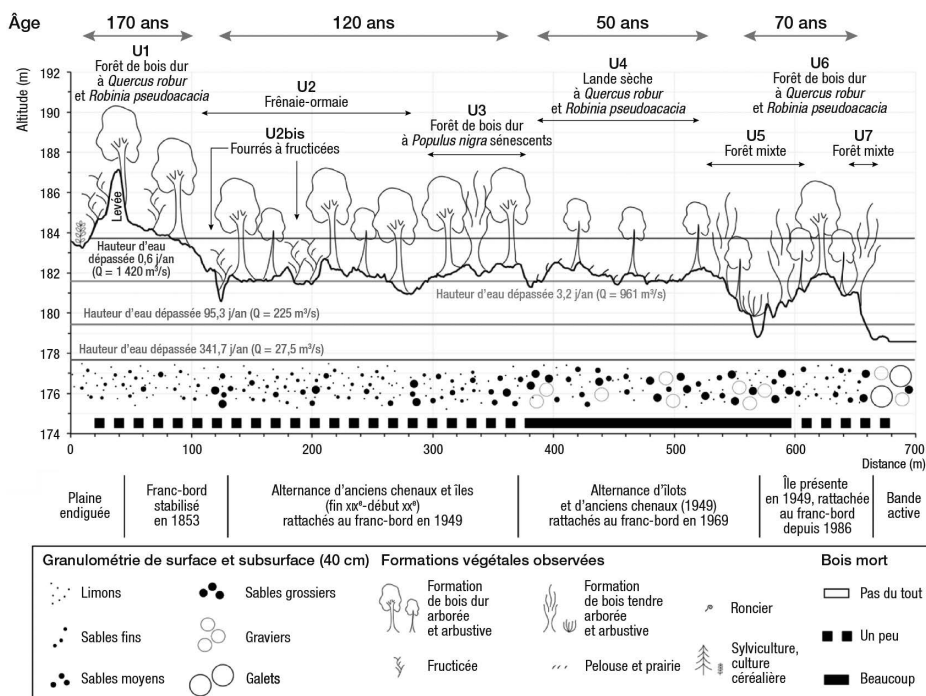


Figure 5.3. Répartition des boisements alluviaux sur un profil transversal de la Loire en aval de Decize (Nièvre). L'enfoncement du lit de la Loire entraîne des submersions courtes.

en raison des extractions massives de sédiments dans le lit mineur du fleuve (Gautier *et al.*, 2007b). L'arrêt des prélèvements de sédiments dans les chenaux a entraîné une diminution de l'enfoncement du lit, selon des rythmes variables en fonction de l'hydrologie et de la présence d'aménagements (Nabet *et al.*, 2016).

On distingue ainsi actuellement trois grandes générations de forêt alluviale : une génération liée à la première phase, qui évolue en forêt alluviale à bois dur (chênaie-frênaie-ormie, âgée de 120-150 ans), et une seconde génération mise en place au cours de la seconde moitié du xx^e siècle (50-70 ans), encore majoritairement dominée par les bois tendres (figure 5.3). La dernière génération (moins de 20 ans), composée de jeunes saules et peupliers, pousse en bordure de la bande active. Les deux premières générations, rarement submergées, ont subi l'enfoncement du plancher alluvial de la Loire.

Conclusion

Ce chapitre met en exergue les liens fonctionnels qui existent entre le cycle biologique, les caractéristiques morphologiques et biomécaniques des plantes et les processus géomorphologiques des rivières. Il concerne les grands cours d'eau, mais il s'applique aussi (au moins partiellement) aux cours d'eau plus modestes. Les processus hydrogéomorphologiques des bandes actives et des plaines alluviales des cours d'eau sont indissociables de la dynamique de la ripisylve. La présence d'une forêt alluviale diversifiée et hétérogène est l'un des éléments traduisant « la bonne santé » de l'hydrosystème. Dans de nombreux pays européens, dont la France, la mise en œuvre de la Directive-cadre sur l'eau (Directive 2000/60/EC) intègre dans la caractérisation du bon fonctionnement hydromorphologique un certain nombre d'indicateurs sur la ripisylve (nature, hauteur, stratification, continuité) (Gob *et al.*, 2025). De plus, dans un contexte de changements globaux, la gestion et la préservation des ripisylves doivent s'appuyer sur un diagnostic du cours d'eau afin de potentiellement restaurer les processus hydrogéomorphologiques nécessaires au développement ou au renouvellement de ces boisements et des différents stades de leur succession. Ce besoin est d'autant plus crucial que nous venons de voir que la ripisylve est majoritairement jeune, et donc en pleine évolution.

Références bibliographiques

- Adam P., Debiais N., Gerber F., Lachat B., 2008. *Le Génie végétal : un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques*, La Documentation française, 290 p.
- Amoros C., Bornette G., 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 761-776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>
- Amoros C., Petts G., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*, Masson, Paris, Collection d'écologie, 300 p.
- Astrade L., Allignol F., Jacob N., Perrette Y., Hanus P., 2013. Évolutions des paysages de moyennes montagnes depuis le xix^e siècle : étude de la part climatique et anthropique par une approche multiarchives. In : *Paysages et environnement* (D. Galop, ed.), Presses universitaires de Franche-Comté, 265-275. <https://doi.org/10.4000/books.pufc.43265>

- Bravard J.P., Petit F., 2002. *Les Cours d'eau, dynamique du système fluvial*, 2^e édition, Paris, Armand Colin, coll. U, 222 p.
- Carcaud N., Garcin M., Visset L., Musch J., Burnouf J., 2002. Nouvelle lecture de l'évolution des paysages fluviaux à l'Holocène dans le bassin de la Loire moyenne. In : *Les fleuves ont une histoire : paléoenvironnements des rivières et des lacs français depuis 15 000 ans* (J.P. Bravard, M. Magny, dir.), Paris, Errance, 71-84.
- Corenblit D., Piégay H., Arrignon F. *et al.*, 2024. Interactions between vegetation and river morphodynamics. Part I: Research clarifications and challenges. *Earth-Science Reviews*, 253, 104769. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104769>
- Degoutte G., 2012. *Diagnostic, aménagement et gestion des rivières, hydraulique et morphologie fluviales appliquées*, 2^e édition, Lavoisier, Tec&Doc, 542 p.
- Gaudichet C., Greulich S., Grellier S. *et al.*, 2022. Effect of flooding gradient on soil seedbank and standing vegetation in a disconnecting side channel of the Loire River (France). *Hydrobiologia*, 849, 1383-1396. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04785-6>
- Gautier E., Brunstein D., Vauchel P., Roulet M., Fuertes O. *et al.*, 2007a. Temporal relations between meander deformation, water discharge and sediment fluxes, the Rio Beni floodplain (Bolivian Amazonia). *Earth, Surface Processes and Landforms*, 32 (2), 230-248. <https://doi.org/10.1002/esp.1394>
- Gautier E., Burnouf J., Carcaud N., Chambaud F., Garcin M., 2007b. Les interrelations entre les sociétés et le fleuve Loire depuis le Moyen Âge. In : *Protéger, restaurer et gérer les zones alluviales, pourquoi et comment* (M. Trémolières, A. Schnitzler, dir.), Lavoisier, Tec&Doc, 83-97.
- Gautier E., Grivel S., Garcia Govea C. *et al.*, 2016. Analyse comparée de la dynamique des îles fluviales de trois grands cours d'eau : Lena, Napo et Loire. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 67 (2016/2). <https://doi.org/10.25518/0770-7576.4387>
- Gob F., Thommeret N., Bilodeau C., Tamisier V., Rivière R. *et al.*, 2025. Assessing the morphological alteration of river reaches from 15 years of measurements: French hydromorphological database and indicators (Carhyce). *Geomorphology*, 479, 109737. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2025.109737>
- Grill G., Lehner B., Thieme M. *et al.*, 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569, 215-21. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>
- Grivel S., 2008. La Loire des îles, du Bec d'Allier à Gien : rythmes d'évolution et enjeux de gestion. Thèse de doctorat, université Paris-8, 538 p. <https://theses.hal.science/tel-00455981v1>
- Grivel S., Gautier E., 2012. Mise en place des îles fluviales en Loire moyenne, du xix^e siècle à aujourd'hui. *Cybergeo: European Journal of Geography: Environnement, Nature, Paysage*, article 615. <http://cybergeo.revues.org/25451>
- Grivel S., Nabet F., Gautier E., Temam S., Gruwé G. *et al.*, 2018. Héritages et influences contemporaines des anciens ouvrages de navigation de la Loire moyenne (France). *VertigO*, 18 (3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.23121>
- Gurnell A.M., 2014. Plants as river system engineers. *Earth, Surface Processes and Landforms*, 39, 4-25. <https://doi.org/10.1002/esp.3397>
- Hureau C., 2022. Analyse dendrogéomorphologique de la ripisylve ligérienne dans le val endigué d'Uxeloup. Mémoire de master, université Paris-1 Panthéon-Sorbonne, 235 p.
- Leli I.T., Stevaux J.C., Assine M.L., 2020. Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: the case of the Upper Paraná River, Brazil. *Geomorphology*, 358, 107118. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107118>
- Liébault F., Piégay H., 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France. *Earth, Surface Processes and Landforms*, 27, 425-444. <https://doi.org/10.1002/esp.328>

- Nabet F., Grivel S., Gautier E., 2016. Le rôle des aménagements sur la réponse topo-sédimentaire d'un cours d'eau à différents événements hydrologiques, la Loire moyenne. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 22, 211-225. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.11398>
- Naiman R.J., Décamps H., McClain M.E., 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*, Elsevier Academic Press, 430 p.
- Nanson G.C., Knighton A.D., 1996. Anabranching rivers: their cause, character and classification. *Earth, Surface Processes and Landforms*, 21, 217-239.
- Négrel P., Petelet-Giraud E., Barbier J., Gautier E., 2003. Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: chemical and isotopic systematics. *Journal of Hydrology*, 277, 248-267.
- Quiniou M., Piton G., 2022. Embâcles : concilier gestion des risques et qualité des milieux. Guide de diagnostic et de recommandations. Rapport de recherche ISL Ingénierie, INRAE, 135 p. Hal-03621373
- Schnitzler-Lenoble A., 2007. *Les Forêts alluviales d'Europe*, Lavoisier, 387 p.
- Singer M.B., Sargeant C.I., Piégay H., Riquier J., Wilson R.J.S. *et al.*, 2014. Floodplain ecohydrology: climatic, anthropogenic, and local physical controls on partitioning of water sources to riparian trees. *Water Resources Research*, 50. <https://doi.org/10.1002/2014WR015581>
- Singer M.B., Stella J.C., Dufour S., Piégay H., Wilson R.J.S. *et al.*, 2013. Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species. *Ecohydrology*, 6 (3), 402-412.
- Tal M., Paola C., 2010. Effects of vegetation on channel morphodynamics: results and insights from laboratory experiments. *Earth, Surface Processes and Landforms*, 35, 1014-1028. <https://doi.org/10.1002/esp.1908>
- Wintenberger C., 2015. Dynamique fluviale et végétation pionnière à Salicaceae en rivière sablo-graveleuse, études *in et ex situ* de la survie des semis durant les premiers stades de la succession biogéomorphologique en Loire moyenne. Thèse de doctorat, université François-Rabelais de Tours, 357 p.

6

Les successions forestières en contexte alluvial : caractéristiques et mécanismes

Sabine Greulich

Dans une large partie du monde, des climats tropicaux aux climats boréaux, un sol nu va spontanément être colonisé par de la végétation, aboutissant à l'apparition d'une forêt. Ce phénomène va passer par une série de plusieurs types de végétation se remplaçant les uns les autres. L'ensemble de cette dynamique a été désigné comme « succession » (Clements, 1916). En fonction de leur contexte biogéographique et abiotique, les successions et leurs différents stades varient par rapport aux cortèges d'espèces qui les composent (Schnitzler-Lenoble et Carbiener, 2007). Cependant, un certain nombre de traits et de mécanismes sous-jacents sont communs à l'ensemble des successions.

Ce chapitre aura pour objectif, dans un premier temps, de présenter ces schémas généraux, les caractéristiques des différentes communautés qui se succèdent et les mécanismes à l'origine des changements de végétation au cours du temps. Dans un deuxième temps, un focus sera fait sur les successions en contexte alluvial, leurs mécanismes structurants et les traits des espèces propres à ce contexte.

Une bonne compréhension de ces mécanismes est utile pour la gestion des écosystèmes alluviaux et des ripisylves, notamment pour anticiper les dynamiques selon le contexte climatique et hydrologique. Nous verrons également un certain nombre de points qui peuvent intéresser tout particulièrement les gestionnaires de ces milieux : quels facteurs influencent les vitesses avec lesquelles se déroule la succession ? Quels facteurs influencent la diversité biologique des différents stades ? Qu'est-ce qui rend ces systèmes résilients ou résistants aux invasions biologiques ? Quels sont les facteurs sur lesquels il est possible d'agir à l'échelle d'un site ?

Types de successions et caractéristiques générales

Selon le concept classique, une succession se caractérise par trois propriétés (Odum, 1969) : il s'agit d'un processus ordonné à trajectoire prévisible (l'enchaînement des

différents stades est connu) ; ce processus résulte de modifications dans l'environnement physique induites par les communautés biologiques présentes ; et il culmine en un écosystème stable avec une biomasse stable, entretenu par les interactions entre organismes (« climax », Clements, 1916). Cette dynamique s'accompagne de modifications structurales de la végétation (composition, diversité, etc.), mais aussi de modifications dans les autres composantes de l'écosystème (communautés microbiennes et animales, caractéristiques pédologiques, microclimatiques, etc.). Il s'agit donc d'une succession écologique affectant l'ensemble de l'écosystème (Odum, 1969). Bien que le caractère universel et la stabilité du climax aient été mis en question depuis (Christensen, 2014), le concept des successions écologiques tel qu'énoncé reste un schéma de référence pour appréhender les trajectoires des dynamiques végétales.

Différents types de successions écologiques sont habituellement distingués (Tansley, 1935). Une succession écologique dite « progressive » se caractérise par le fait que la structure verticale se complexifie au cours du temps par apparition progressive de strates de végétation (Drury et Nisbet, 1973 ; figure 6.1). Dans le cas d'une succession dite « primaire », cette dynamique de complexification se fait à partir d'un substrat géologique « nu », non préalablement occupé par de la végétation. En opposition, une succession progressive dite « secondaire » se déroule à la suite d'une première couverture végétale, enlevée ou simplifiée par une perturbation majeure de large étendue (ex. : coupe à blanc d'une forêt).

Une dynamique inverse, c'est-à-dire une dynamique partant d'une végétation montrant un certain degré de complexité (présence de plusieurs strates) et allant vers une formation végétale structuralement plus simple, est également possible. C'est par exemple le cas lors d'un surpâturage chronique. Une telle succession est dite « régressive ».

Deux facteurs peuvent contribuer à la complexification (ou à l'inverse à l'appauvrissement structural) de la végétation : l'ajout ou la perte d'espèces présentant des morphologies différentes (notamment avec l'arrivée d'espèces ligneuses dans une communauté composée d'espèces herbacées) ; la présence simultanée d'individus d'âges différents, même s'ils appartiennent à la même espèce. Ce dernier cas concerne tout particulièrement les formations forestières. Les communautés qui diffèrent par rapport à leurs compositions en espèces ou leurs morphologies se distinguent aussi par leurs caractéristiques – ou « traits » – biologiques, par exemple leurs exigences en luminosité pour germer, croître ou fleurir, leurs taux de croissance, leurs tolérances à l'inondation, leurs modes de pollinisation, etc. Afin d'appréhender les mécanismes sous-jacents aux successions, il est utile de distinguer deux types de traits : les traits qui permettent à une espèce ou un individu de se développer dans un environnement donné sont appelés « traits de réponse » (Lavorel *et al.*, 1997). Il peut s'agir par exemple d'adaptations physiologiques ou morphologiques pour supporter le manque d'oxygène dans des sols saturés en eau. Les traits qui sont à l'origine d'effets notables sur l'environnement physique ou biologique

de l'individu (ombre projetée, absorption de nutriments du sol, production d'exsudats racinaires pour attirer la microfaune du sol, etc.) sont appelés « traits d'effets » (Lavorel et Garnier, 2002).

Caractéristiques générales des différentes étapes d'une succession et mécanismes associés

Mécanismes à l'origine des successions progressives

La mise en place d'un écosystème, et donc le démarrage d'une succession primaire, se fait habituellement dans des conditions peu favorables à la vie végétale (manque de possibilités d'ancrage, faible niveau de ressources minérales, etc.). La première génération de végétaux permettra d'enrichir le milieu en matière organique. Après la sénescence des végétaux, leur biomasse restera sur site et y sera décomposée et recyclée en composés minéraux par des micro-organismes (microfaune, champignons, bactéries). Ces nutriments seront alors disponibles pour de nouvelles générations de plantes.

Par ailleurs, ces premiers végétaux constituent également un habitat pour différents groupes faunistiques, et leur reproduction fournit des diaspores (spores, structures végétatives, graines) élaborées et déposées sur place. Ainsi, ils jouent un rôle clé pour la mise en place de l'écosystème par l'enrichissement progressif du milieu en ressources trophiques, en biodiversité et en biomasse (figure 6.1). Ils sont des éléments essentiels de la structuration physique, chimique et biologique du milieu. Du fait de cette action transformatrice, chaque nouveau cortège floristique et faunistique résulte des conditions qui lui sont devenues favorables par le stade précédent. Il s'agit là d'un processus issu de la communauté biologique en place (processus autogène) et d'une boucle de rétroaction positive : plus les végétaux sont nombreux, à présence pérenne et de grande taille, plus l'effet sur le milieu sera important en faisant progresser sa transformation et donc la succession écologique.

Des mécanismes alternatifs menant vers une complexification architecturale de la végétation sont cependant possibles. Ils sont généralement liés à des facteurs externes (processus allogènes) : modifications du contexte climatique, apports de nutriments et de matière organique externes (par exemple lors d'inondations), pollutions atmosphériques, etc.

Caractéristiques des différents stades de la succession

Les différents stades de la succession sont caractérisés par des assemblages d'espèces dont les traits dominants varient en lien avec le stade de la succession : les communautés pionnières des successions primaires sont confrontées à un niveau faible de ressources minérales assimilables. Par conséquent, elles seront caractérisées par la présence d'individus efficaces dans l'exploitation des ressources et économes dans l'utilisation de celles-ci (stratégie stress-tolérante S ; Grime, 1977). Ces communautés sont souvent assez clairsemées.

À l'opposé, les stades avancés des successions se caractérisent par des communautés végétales denses, ancrées dans un sol profond à horizons bien distincts, et par des conditions abiotiques (ex. : luminosité, amplitudes thermiques) relativement stables (Swanson *et al.*, 2011). Ce sol est le résultat d'interactions intenses entre le milieu physique (ex. : altérations de la roche-mère, effets de lessivage par l'eau) et la biocénose (accumulation de biomasse végétale et animale morte, transformation en humus et/ou en nutriments minéraux sous l'effet de micro-organismes), qui se déroulent au cours de la succession. Les communautés végétales en fin de succession sont donc caractérisées par la présence d'individus particulièrement performants dans des situations de compétition, notamment pour la lumière. Ils présentent par exemple une canopée haute et dense (Grime *et al.*, 1997 ; Tilman, 1990) ou alors des aptitudes à subsister et à se reproduire dans des situations de faible luminosité.

Pour une succession secondaire, les conditions de départ sont très différentes : elles sont caractérisées à la fois par un fort éclaircissement, donc une abondance de ressources lumineuses, et par une abondance de ressources minérales du sol issues de la matière organique des communautés précédentes. De même, une banque de graines est constituée dans le sol, permettant une recolonisation rapide de la surface perturbée. Dans ces conditions, les espèces qui arrivent à germer, s'installer et croître le plus rapidement possible, dites « espèces rudérales », sont favorisées et s'installent à côté d'espèces « héritées » des stades pré-perturbation (Swanson *et al.*, 2011). Elles sont donc différentes des espèces pionnières d'une succession primaire. Les deux types de successions tendent ensuite, en l'absence de perturbations, vers des communautés denses où la compétition pour les ressources lumineuses et minérales devient intense. Dans tous les cas, les durées des différents stades s'allongent au cours de la succession en fonction de la longévité des espèces végétales qui la dominent, allant de quelques années dans les stades pionniers à plusieurs décennies ou davantage dans les stades intermédiaires à matures.

Processus antagonistes aux successions : le rôle des perturbations

En écologie, les perturbations peuvent être définies comme des événements peu communs et irréguliers qui causent des changements abrupts dans la structure des communautés naturelles (Sousa, 1984). Plus spécifiquement, pour les communautés végétales, Grime (1977) définit la perturbation comme une destruction partielle ou complète de la biomasse végétale par un vecteur, qu'il soit d'origine anthropique, biologique ou physique (coupes à blanc, herbivores, agents pathogènes, incendies, etc.). Les perturbations agissent de ce fait comme phénomène antagoniste à la progression des successions, en rendant les communautés végétales moins denses, voire en simplifiant leur structure. Dans ce dernier cas, la perturbation agit alors comme facteur de rajeunissement de la succession (figure 6.1). Si la perturbation est moins intense, elle peut ralentir la progression de la succession en diminuant la biomasse végétale en place, et donc l'intensité des interactions compétitives (Bornette *et al.*, 1994), ou encore l'accélérer si les éclaircies favorisent

la régénération et/ou la croissance des stades suivants (Schnitzler, 1997). Elle peut également créer de l'hétérogénéité au sein des communautés si elle concerne un endroit spatialement limité. Elle est dans ce cas à l'origine d'une mosaïque de communautés différentes (Pickett *et al.*, 1987), organisées par taches de quelques mètres ou dizaines de mètres carrés.

En fonction de leur intensité, de leur durée, de leur fréquence et de leur étendue spatiale, les effets des perturbations sont donc multiples. Outre les cas cités, les perturbations peuvent également être à l'origine de successions secondaires (perturbations intenses, de courte durée, résultant en une destruction complète de biomasse végétale sur une relativement large étendue spatiale), de successions régressives (destruction chronique de biomasse végétale conduisant à une simplification progressive de l'écosystème), ou alors engendrer une communauté stable dans le temps (effets des successions et effets des rajeunissements s'équilibrent). En cas de perturbations très intenses et/ou répétées, la structure et la composition de l'écosystème peuvent se trouver si profondément altérées qu'un retour sur la trajectoire originelle de la succession n'est plus possible. Dans ce cas, un nouveau type d'écosystème avec de nouveaux cortèges floristiques voit le jour (Pautou *et al.*, 1996).

Autres facteurs qui influencent le déroulement des successions

En dehors des perturbations, la vitesse des successions est aussi fonction de la présence et de l'abondance d'espèces de type « ingénieur » (Jones *et al.*, 1994), à effet notable sur le milieu. Leur présence sur un site est d'abord conditionnée par leur présence dans la flore régionale (Weiher et Keddy, 1999). Elles doivent ensuite trouver des conditions adéquates pour atteindre le site et s'y installer, et des ressources suffisantes pour s'y développer. Par conséquent, le deuxième facteur qui module la vitesse des successions et la composition biologique de leurs différents stades est le degré de connexion du site avec des milieux sources pour ces espèces ingénieures (ex. : transport de graines *via* la faune qui circule entre différents sites). D'une manière générale, l'installation de nouvelles espèces est facilitée dans des milieux relativement riches en ressources minérales et lumineuses. L'occurrence d'une perturbation récente peut donc faciliter l'installation de nouvelles espèces dans une communauté. Un certain degré de connexion, un certain degré de ressources et un certain niveau de perturbation sont par ailleurs considérés comme favorables à la diversité biologique d'un milieu, le maximum serait obtenu à un niveau intermédiaire de ces facteurs (Townsend *et al.*, 1997).

Parmi les espèces ingénieures potentielles, deux types sont habituellement distingués, notamment dans un contexte de gestion des milieux naturels : les espèces ingénieures autochtones et les espèces exotiques envahissantes (EEE). Les premières sont originaires du contexte géographique dans lequel se déroule la succession, et elles sont connues pour être les espèces clés qui font progresser la succession selon sa trajectoire connue. Les secondes sont originaires d'autres régions biogéographiques,

souvent apportées par l'homme, et ont réussi à s'implanter et se reproduire en milieu naturel. Elles ont, de manière avérée ou supposée, un effet notable sur leurs milieux d'implantation (fonctionnement biogéophysique, biodiversité, effets sanitaires; Cronk et Fuller, 1995). La trajectoire de la succession qui en résulte et la biodiversité de ses différents stades sont ainsi incertaines.

Les facteurs qui rendent un milieu ou un stade successif particulièrement susceptible d'accueillir une grande diversité biologique et vulnérable à être envahi sont les mêmes. Ainsi, les premiers stades d'une succession secondaire dans des conditions eutrophes paraissent particulièrement vulnérables à l'implantation de nouvelles espèces, dont les EEE (Catford *et al.*, 2012).

Les successions en milieu alluvial et riparien

Particularités par rapport aux milieux terrestres

Dans le cas d'un cours d'eau en libre divagation, plusieurs types de successions peuvent se mettre en place dans sa plaine inondable : des successions qui se déroulent à partir de dépôts de sédiments (alluvions), des successions dans d'anciens bras abandonnés par le cours d'eau et qui restent partiellement en eau (Dufour *et al.*, 2015; Pautou, 1984), ainsi que des successions secondaires, par exemple sur d'anciennes prairies ou pâtures ou forêts arasées par l'homme. Nous nous focalisons ici sur l'exemple du premier cas.

Ces successions démarrent sur les sédiments nus des bancs et des berges (exondés lors des périodes d'étiage). Contrairement aux successions primaires dans d'autres contextes, l'alimentation en nutriments dissous pour la végétation peut être bonne, car elle dépend directement de la qualité de l'eau du cours d'eau et de sa nappe accompagnatrice : la plaine inondable d'un cours d'eau eutrophe sera riche en nutriments, même aux premiers stades de la succession. Une autre particularité est le fort degré de connectivité entre les différents habitats. La connectivité est assurée de manière continue par le cours d'eau de l'amont vers l'aval (Vannote *et al.*, 1980) ainsi que latéralement lors des périodes de crue (Junk *et al.*, 1989).

La répartition spatiale des différents types de végétation dans la plaine inondable, et donc des différents stades observables de la succession, est, pour l'essentiel, le résultat de quelques facteurs environnementaux fortement structurants. Ces facteurs agissent comme un crible (Weiher et Keddy, 1999) qui laisse passer, parmi les espèces présentes sur le site sous forme de fragments ou de graines, celles qui sont les mieux adaptées pour s'installer et croître. Le premier de ces facteurs est le régime d'inondation (Blom, 1999), c'est-à-dire les fréquences, les durées, les amplitudes et les moments dans l'année où les inondations ont lieu. D'autres facteurs d'importance sont le type de sédiment, et notamment sa porosité, l'amplitude des oscillations des nappes souterraines (Hughes *et al.*, 2001) et les forces hydrauliques associées aux inondations. En effet, en fonction de la granularité du sédiment, la circulation des eaux interstitielles est plus ou moins

aisée. Le risque d'anoxie racinaire augmente dans un contexte de sédiments fins (limons, argiles), où les eaux stagnent davantage. La force hydraulique du courant peut, selon le contexte, avoir peu d'effets, casser ou arracher des végétaux, éroder les sédiments dans lesquels ils sont ancrés ou encore les couvrir sous des dépôts d'alluvions. La crue est ainsi le premier vecteur de perturbations en milieu alluvial (voir chapitre 5).

Le déroulement et les mécanismes d'une succession progressive sur alluvions

Les grands stades des successions sont : des formations à dominante herbacée, souvent clairsemées ; des formations ligneuses arbustives ; une forêt de bois tendres ; et enfin un ou plusieurs stades de forêt de bois durs (figure 6.1).

Le démarrage de la succession se fait à partir de fragments ou de graines, arrivés de manière plus ou moins aléatoire avec l'eau, le vent, ou les sédiments charriés par l'eau (Gurnell *et al.*, 2008). La durée de vie de ces communautés est brève, elles ne durent souvent qu'une saison d'été avant que les sédiments soient remobilisés par des débits d'eau plus importants (Hughes *et al.*, 2001). Le passage vers le deuxième stade de la succession, la végétation pionnière arbustive, est déclenché par l'installation de ligneux pionniers, espèces ingénieuses par excellence, sous condition qu'ils réussissent à se maintenir durant la période des hautes eaux. Dans une large partie du monde, il s'agit d'espèces de la famille des Salicacées ou des Bétulacées. Ces espèces partagent un certain nombre de traits qu'il est essentiel de connaître pour bien comprendre le processus de succession : pour germer et démarrer leur croissance, ces espèces doivent être exposées à une forte luminosité ; elles supportent des périodes d'inondation globalement fréquentes et/ou prolongées ; la viabilité des graines est brève, parfois seulement une à trois semaines chez les Salicacées (Karrenberg et Suter, 2003). Si de bonnes conditions (dépôt sur un substrat humide, forte luminosité) ne sont pas réunies rapidement, la germination ne se fera pas.

Quand les niveaux d'eau réaugmentent, la présence de ces très jeunes ligneux immergés dans le courant provoque localement un dépôt des sédiments charriés par l'eau (Steiger *et al.*, 2005). Il en résulte un rehaussement du plancher alluvial. La probabilité que plantes et sédiments se fassent emporter par les crues diminue au fur et à mesure de leur croissance. Les conditions deviennent ainsi plus favorables pour l'installation de nouvelles espèces végétales, herbacées et ligneuses, qui constitueront le sous-bois et la strate arborescente du futur stade de la forêt de bois tendre. Dans cette forêt, les arbres issus des premières germinations sur alluvions ont atteint leur maturité et fleurissent. Cependant, les conditions ne conviennent plus à la germination de leurs descendants au même endroit. Les essences de bois tendres seront donc, après leur sénescence, remplacées par des essences moins héliophiles, à croissance plus lente et à durée de vie plus longue, comme les frênes (*Fraxinus* spp.) et les ormes (*Ulmus* spp.), suivies par des espèces de la forêt alluviale mature tel le chêne pédonculé (*Quercus robur*) (voir fiche 7). Au fur et à mesure de

l'avancement de la succession, l'importance relative des facteurs abiotiques dans la structuration des communautés diminue, et celle des interactions biotiques (ex. : compétition) augmente. Ce processus est synthétisé par le modèle de succession biogéomorphologique fluviale (Corenblit *et al.*, 2009). En l'absence de perturbations majeures, la durée des différents stades s'allonge avec la progression de la succession : de moins d'une dizaine d'années pour le stade des ligneux pionniers arbustifs à plus d'une centaine d'années pour les stades de la forêt de bois durs (Pautou *et al.*, 1996). Des modifications de ce schéma sont possibles (Tabacchi *et al.*, 2019), par exemple sous l'effet du pâturage, qui peut limiter l'implantation d'une végétation ligneuse en faveur d'une végétation herbacée dense.

La plaine inondable comme mosaïque changeante de stades successionnels

Ce n'est que dans de rares situations que les différents stades successionnels peuvent être observés sur un gradient spatial d'un seul tenant, en particulier dans des contextes où le cours d'eau montre une forte dynamique de divagation latérale. Celle-ci est due à une érosion des berges ou à un déplacement des alluvions par l'eau, entraînant une destruction des formations végétales tout en remobilisant les sédiments sur lesquels elles sont enracinées. Ces sédiments peuvent ensuite être redéposés puis colonisés ailleurs (voir chapitre 5). Il en résulte une mosaïque changeante de « taches » (*patches*) de végétation des différents stades successionnels (figure 6.2), générées plus ou moins aléatoirement par les perturbations hydrauliques (Ward *et al.*, 2002). La dynamique de la végétation est donc très forte à l'échelle d'un *patch* particulier, mais les surfaces cumulées des différents types de végétation à l'échelle d'un secteur plus large (échelle du paysage) peuvent être stables au cours du temps (Blondel, 1987 ; Geerling *et al.*, 2013) (figure 6.2).

Afin de comprendre la dynamique de la végétation à moyen et à long terme, il est donc utile de s'intéresser à la répartition des différents stades successionnels sur un secteur relativement large. À titre d'exemple, Geerling *et al.* (2006) montrent, sur un tronçon de l'Allier de 6 km de long, que seulement environ un quart de la surface n'a fait l'objet d'aucun rajeunissement en 46 ans. Cependant, la somme totale des surfaces occupées par les principaux stades de végétation est globalement restée stable. À l'inverse, la réduction de la dynamique latérale d'un cours d'eau résulte en une stabilisation des taches de végétation sur lesquelles la succession progresse. Ainsi, Garófano-Gómez *et al.* (2017) documentent, sur le même secteur de l'Allier, une baisse de la dynamique latérale depuis le début du ^{xxi}^e siècle qui est accompagnée d'une augmentation des surfaces boisées et d'une perte de la diversité des végétations sur le secteur.

Et si le cours d'eau ne divague pas, ou peu ?

C'est le cas de la plupart de nos cours d'eau, soit parce que les forces hydrauliques y sont faibles (faible pente, courants lents), soit parce que les cours d'eau se sont incisés (Bravard, 1994) et/ou parce qu'ils ont été modifiés par les sociétés humaines

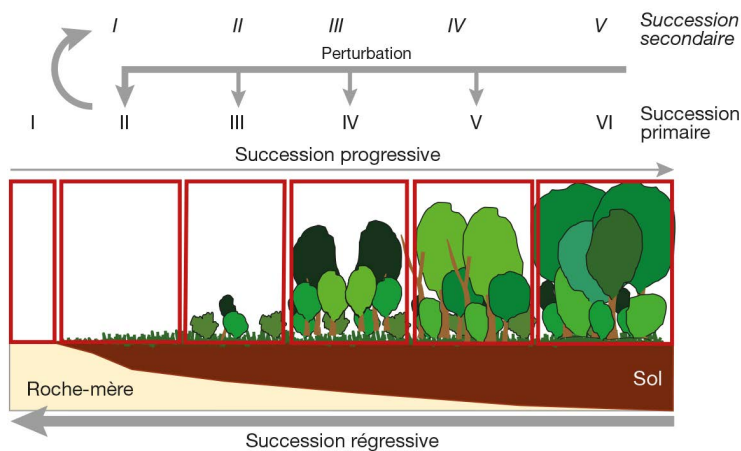


Figure 6.1. Stades de successions au cours du temps. Des perturbations peuvent «rajeunir» la succession. En cas de perturbation sévère, une succession secondaire peut se mettre en place. Une succession régressive consiste en une simplification architecturale (d'après Bournérias et Jovet, 1984).

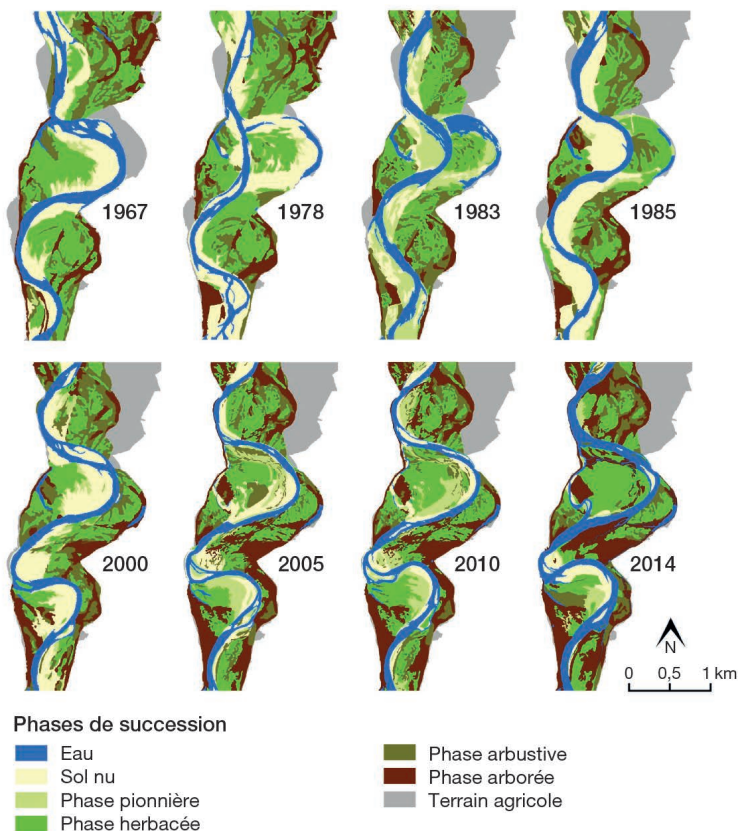


Figure 6.2. Répartition des stades successionnels dans un secteur de l'Allier aval au cours du temps. Exemple de mosaïque changeante entre 1967 et 1985 (d'après Garófano-Gómez *et al.*, 2017).

dans le but de stabiliser les berges ou de modifier le régime hydrologique *via* la construction de barrages (voir chapitre 5). En l'absence de perturbations hydrauliques majeures, la diversité des stades de végétation est alors fortement réduite. Ce sont souvent les stades pionniers, très héliophiles et dépendants de substrat humide lors de la dispersion des graines, qui sont manquants. La ripisylve, le long des cours d'eau à berges stables, se résume donc souvent à un nombre relativement réduit d'espèces ligneuses (ex. : genres *Fraxinus*, *Alnus*), adaptées au substrat et au régime hydrique (oscillations de la nappe, régime d'inondation) local. Selon le niveau d'humidité du sol, elles seront accompagnées d'espèces herbacées plus ou moins hygrophiles.

Intégrer les processus de succession dans la gestion : ce qui est possible à l'échelle d'un site

La situation de la plus grande diversité biologique et fonctionnelle est celle où tous les stades de succession sont présents simultanément et où les perturbations interviennent plus ou moins aléatoirement, créant une mosaïque changeante de taches de stades successionnels. Une stratégie optimale pour la conservation de la biodiversité et de ses habitats devrait donc raisonner au minimum à l'échelle d'un tronçon de cours d'eau et de sa plaine inondable (plusieurs kilomètres carrés), plutôt qu'à l'échelle d'un habitat (plusieurs mètres carrés ou dizaines de mètres carrés). Elle devrait intégrer l'occurrence de perturbations et de cycles d'apparition-destruction d'habitats.

Là où de tels cycles ne sont pas possibles, la gamme des stades de végétations, et donc d'habitats, sera forcément réduite, avec une absence des stades les plus jeunes et un vieillissement des stades les plus avancés de la succession (Deiller *et al.*, 2001). L'absence de perturbations rajeunissantes peut, dans une certaine mesure, être remplacée par des interventions de gestion. Ainsi, il a été montré pour le cas de la Loire moyenne que des travaux d'entretien du lit, comprenant un dessouchage de la végétation pionnière et une remobilisation des sédiments qu'elle a stabilisés, ont un effet rajeunissant similaire à celui d'une perturbation hydraulique naturelle (Janssen *et al.*, 2022). À noter cependant que l'effet d'une telle opération sera limité dans le temps et qu'elle devra être reconduite régulièrement. En cas d'interventions programmées sur la végétation, une attention particulière peut être portée de façon que tous les stades successionnels soient présents à l'échelle du secteur (voir fiches 12 et 13) : un maximum de diversité biologique (faunistique et floristique) sera atteint quand les différents stades successionnels tendront vers des surfaces cumulées similaires.

Un autre volet potentiel de gestion concerne la composition des communautés végétales, les habitats riverains perturbés hydrauliquement étant particulièrement favorables à la fois à l'implantation d'espèces végétales peu compétitives, parfois spécifiques d'habitats riverains et rares (Burkart, 2001), et à l'implantation d'espèces opportunistes et rudérales, dont des EEE (Tabacchi *et al.*, 1996).

Ces habitats peuvent donc faire l'objet d'une vigilance accrue par rapport à l'installation d'espèces émergentes indésirables, herbacées ou ligneuses, afin qu'elles n'y forment pas de populations sources pour coloniser l'ensemble de l'hydrosystème. Une gestion d'EEE déjà bien installées peut être envisagée sur un site si des espèces patrimoniales à fort enjeu s'y trouvent également. Avec l'enlèvement ciblé des espèces envahissantes, le gestionnaire peut espérer permettre le maintien, la reproduction et la dissémination des populations patrimoniales.

Quoi qu'il en soit, ces actions restent de portée limitée. Les trajectoires des dynamiques végétales en contexte alluvial seront dépendantes du contexte hydro-sédimentaire du secteur, voire de celui de l'hydrosystème dans son ensemble. Avec les changements climatiques en cours, on peut s'attendre à la mise en place de nouveaux équilibres au sein des écosystèmes alluviaux, dont des modifications des cortèges floristiques (ex. : davantage d'espèces de climats chauds) et des modifications des trajectoires successionales en lien avec le régime hydrologique et le fonctionnement hydrosédimentaire (ex. : une plus rapide progression vers des stades matures en cas d'abaissement des nappes, et parfois l'installation de stades de bois durs collinéens, voir fiches 7 et 13). Une bonne connaissance à la fois des modifications abiotiques à l'échelle locale et des traits des espèces présentes et émergentes pourra permettre aux gestionnaires d'accompagner ces changements, à défaut de pouvoir les contrecarrer.

Références bibliographiques

- Blom C., 1999. Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. *Plant Biology*, 1 (3), 261-273. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1999.tb00252.x>
- Blondel J., 1987. From biogeography to life history theory: a multithematic approach illustrated by the biogeography of vertebrates. *Journal of Biogeography*, 14 (5), 405-422. <https://doi.org/10.2307/2844972>
- Bornette G., Amoros C., Chessel D., 1994. Effect of allogenic processes on successional rates in former river channels. *Journal of Vegetation Science*, 5, 237-246. <https://doi.org/10.2307/3236156>
- Bournérias M., Jovet P., 1984. *Guide des groupements végétaux de la région parisienne. Bassin parisien, Nord de la France (Écologie et Phytogéographie)*, Paris, Masson, 483 p.
- Bravard J.P., 1994. L'incision des lits fluviaux : du phénomène morphodynamique naturel et réversible aux impacts irréversibles. *Revue de géographie de Lyon*, 69 (1), 5-10. <https://doi.org/10.3406/geoca.1994.4231>
- Burkart M., 2001. River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. *Global Ecology and Biogeography*, 10 (5), 449-468. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00270.x>
- Catford J.A., Daehler C.C., Murphy H.T., Sheppard A.W., Hardesty B.D. *et al.*, 2012. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14 (3), 231-241. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.12.002>
- Christensen Jr. N.L., 2014. An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. *Forest Ecology and Management*, 330, 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.026>

- Clements F.E., 1916. *Plant Succession. An Analysis of the Development of Vegetation*, Carnegie Institution of Washington, 242, 512 p.
- Corenblit D., Steiger J., Gurnell A.M., Tabacchi E., Roques L., 2009. Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34 (13), 1790-1810. <https://doi.org/10.1002/esp.1876>
- Cronk Q.C., Fuller J.L., 1995. *Plant Invaders: The Threat to Natural Ecosystems*, London, Chapman and Hall.
- Deiller A.F., Walter J.M.N., Tremolieres M., 2001. Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers-Research and Management*, 17 (4-5), 393-405. <https://doi.org/10.1002/rrr.649>
- Drury W.H., Nisbet I.C.T., 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum*, 54 (3), 331-368.
- Dufour S., Hayden M., Stella J., Battles J., Piegay H., 2015. Maintaining channel abandonment processes increases riparian plant diversity within fluvial corridors. *Ecohydrology*, 8 (5), 780-791. <https://doi.org/10.1002/eco.1546>
- Garófano-Gómez V., Metz M., Egger G., Díaz-Redondo M., Hortobágyi B. *et al.*, 2017. Vegetation succession processes and fluvial dynamics of a mobile temperate riparian ecosystem: the lower Allier River (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 23 (3), 187-202. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.11805>
- Geerling G.W., Duel H., Buijse A.D., Smits A.J.M., 2013. Ecohydraulics at the landscape scale: applying the concept of temporal landscape continuity in river restoration using cyclic floodplain rejuvenation. *Ecohydraulics: An Integrated Approach*, 395-406. <https://doi.org/10.1002/9781118526576.ch23>
- Geerling G.W., Ragas A.M.J., Leuven R.S.E.W., Van Den Berg J.H., Breedveld M. *et al.*, 2006. Succession and rejuvenation in floodplains along the River Allier (France). *Hydrobiologia*, 565 (1), 71-86. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1906-6>
- Grime J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111 (1982), 1169-1194.
- Grime J.P., Thompson K., Hunt R., Hodgson J.G., Cornelissen J.H.C. *et al.*, 1997. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos*, 79 (2), 259-281. <https://doi.org/10.2307/3546011>
- Gurnell A., Thompson K., Goodson J., Moggridge H., 2008. Propagule deposition along river margins: linking hydrology and ecology. *Journal of Ecology*, 96 (3), 553-565. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01358.x>
- Hughes F.M.R., Adams W.M., Muller E., Nilsson C., Richards K.S. *et al.*, 2001. The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17 (4-5), 325-345. <https://doi.org/10.1002/rrr.656>
- Janssen P., Chevalier R., Chantreau M., Dupré R., Evette A. *et al.*, 2022. Can vegetation clearing operations and reprofiling of bars be considered as an ecological restoration measure? Lessons from a 10-year vegetation monitoring program (Loire River, France). *Restoration Ecology*, 31, e13704. <https://doi.org/10.1111/rec.13704>
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69 (3), 373-386. <https://doi.org/10.2307/3545850>
- Junk W., Bayley P., Sparks R., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
- Karrenberg S., Suter M., 2003. Phenotypic trade-offs in the sexual reproduction of Salicaceae from flood plains. *American Journal of Botany*, 90 (5), 749-754.
- Lavorel S., Garnier É., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16 (5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>

- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T.D.A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution*, 12 (12), 474-478. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01219-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01219-6)
- Odum E.P., 1969. The strategy of ecosystem development: an understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science*, 164 (3877), 262-270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Pautou G., 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon : comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Documents de cartographie écologique*, 27, 43-64.
- Pautou G., Girel J., Peiry J.L., Hughes F.M.R., Richards K. *et al.*, 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux. L'exemple du Haut-Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. *Revue d'écologie appliquée*, 3, 41-66.
- Pickett S.T.A., Collins S.L., Armesto J.J., 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review*, 53 (3), 335-371.
- Schnitzler A., 1997. Prise en compte des cycles sylvigénétiques naturels pour une gestion conservatoire des forêts tempérées. L'exemple des Basses Vosges gréseuses. *Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 14, 57-77.
- Schnitzler-Lenoble A., Carbiener R., 2007. *Forêts alluviales d'Europe : écologie, biogéographie, valeur intrinsèque*, Paris, Lavoisier, Tec&Doc, 388 p.
- Sousa W.P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15 (1), 353-391. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>
- Steiger J., Tabacchi E., Dufour S., Corenblit D., Peiry J.L., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications*, 21 (7), 719-737. <https://doi.org/10.1002/rra.879>
- Swanson M.E., Franklin J.F., Beschta R.L., Crisafulli C.M., Dellasala D.A. *et al.*, 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (2), 117-125. <https://doi.org/10.1890/090157>
- Tabacchi E., Planty-Tabacchi A.M., Salinas M.J., Décamps H., 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12 (4-5), 367-390. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X)
- Tabacchi E., González E., Corenblit D., Garófano-Gómez V., Planty-Tabacchi A.M. *et al.*, 2019. Species composition and plant traits: characterization of the biogeomorphological succession within contrasting river corridors. *River Research and Applications*, 35 (8), 1228-1240. <https://doi.org/10.1002/rra.3511>
- Tansley A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16 (3), 284-307. <https://doi.org/10.2307/1930070>
- Tilman D., 1990. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos*, 3-15. <https://doi.org/10.2307/3565355>
- Townsend C.R., Scarsbrook M.R., Dolédec S., 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography*, 42 (5), 938-949. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0938>
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Ward J., Malard F., Tockner K., 2002. Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape Ecology*, 17, 35-45. <https://doi.org/10.1023/A:1015277626224>
- Weiher E., Keddy P., 1999. Assembly rules as general constraints on community composition. In: *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*, Cambridge University Press, 251-271. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542237.010>

La faune de la ripisylve et de la forêt alluviale

Frédéric Archaux, René Rosoux, Virginie Archaimbault,
Céline Le Pichon, Cybill Staentzel

Particularités des forêts alluviales pour la biodiversité

L'existence d'une forêt alluviale dépend avant tout de la présence d'un sol (alluvial) riche, mais aussi engorgé une partie de l'année. Les différentes essences d'arbres des forêts alluviales tolèrent plus ou moins longtemps cet engorgement, de sorte que la présence de telle essence plutôt qu'une autre renseigne sur le régime hydrique (Schnitzler-Lenoble, 2007). Comme pour toute forêt, ces arbres jouent un rôle absolument majeur sur la biodiversité de l'écosystème.

Les crues peuvent emporter la végétation, arbres compris, et décaper les sols et la faune qui s'y dissimule. Certaines espèces végétales (les Salicacées notamment) et animales recolonisent rapidement ces espaces perturbés, telles les grèves de Loire. Ce rajeunissement récurrent d'une fraction de la forêt alluviale en fait aussi l'une de ses spécificités (voir chapitres 5 et 6).

À ces perturbations naturelles, il convient d'ajouter les travaux d'entretien, la gestion des embâcles et les coupes forestières dans le lit mineur. Ces perturbations créent une forte diversité de structures verticales et spatiales, avec une grande abondance et diversité de pièces de bois mort et de dendromicrohabitats (voir fiche 8).

En outre, ces formations occupent généralement des surfaces relativement modestes, et se présentent souvent sous forme de linéaires de faible largeur le long des cours d'eau, constituant des corridors privilégiés pour la faune. Les milieux adjacents ont une forte influence sur leur fonctionnement et leur biodiversité.

Une grande partie des forêts alluviales a été longtemps défrichée, de sorte qu'elles sont dans leur majorité récentes, c'est-à-dire qu'elles n'existaient pas au milieu du XIX^e siècle. Ces jeunes forêts ne possèdent pas nécessairement toutes les caractéristiques des forêts alluviales anciennes. Par exemple, certaines plantes se rencontrent significativement plus souvent en forêt ancienne qu'en forêt récente (voir fiches 4 et 5).

Rôle de la forêt alluviale pour les invertébrés

Invertébrés terrestres

L'humidité du sol et de l'air ainsi que la forte nébulosité jouent un rôle crucial pour les larves en particulier, car leur chitine, peu épaisse, les rend plus sensibles à la dessiccation que les imagos (adultes). Les crues ont également un impact fort sur les communautés terrestres. Certains insectes échappent aux crues en escaladant les troncs, tandis que d'autres encore résistent à l'immersion temporaire. Enfin, les crues peuvent entraîner des imagos ou des larves vers l'aval et contribuer aux flux de gènes ou à la colonisation de nouveaux espaces. La durée des inondations et la microtopographie jouent ainsi un rôle majeur dans la structuration de ces communautés (Bonn *et al.*, 2002). Par ailleurs, les secteurs inondables sont facilement recolonisés par les espèces volantes.

Les essences indigènes des forêts alluviales accueillent un grand nombre d'invertébrés : 260 espèces sont associées aux saules et 280 aux chênes (Arthur et Lemaire, 2009 ; Lauer et Tillon, 2023). À titre d'exemple, la bréphine ligérienne est un papillon de nuit strictement inféodé aux forêts alluviales où pousse l'unique plante hôte dont se nourrit sa chenille, le saule pourpre (figure 7.1). La biodiversité de ces boisements intègre bien évidemment des phytophages, mais aussi des espèces qui dépendent du bois. Environ 25 % des espèces forestières (bactéries, algues, mousses, champignons, insectes, vertébrés) font tout ou partie de leur cycle de vie dans le bois en décomposition en forêt tempérée. Le volume de bois mort, le diamètre des pièces, les essences, l'état de décomposition, la position (debout, au sol, dans l'eau ; dans un arbre vivant ou mort) sont autant de facteurs qui façonnent les communautés d'insectes saproxyliques, essentiellement des coléoptères. Par ailleurs, les marges des rivières hébergent une faune spécialisée en arthropodes terrestres comme les carabes (coléoptères) ou les araignées (Bonn *et al.*, 2002).

S'il est ainsi bénéfique pour les organismes saproxyliques de préserver des peuplements âgés et denses (Oettel *et al.*, 2022), il est aussi important de maintenir des espaces ouverts, où les conditions microclimatiques favorisent des espèces plus héliophiles et permettent aussi aux taxons floricoles de trouver les ressources dont ils ont besoin. La gestion des taillis, une pratique courante en forêt alluviale, permet de maintenir des communautés d'insectes qui recherchent des stades forestiers jeunes. Du maintien d'une ripisylve fonctionnelle dépend la diversité des microhabitats nécessaires à ces insectes pour soutenir les fonctions écologiques qu'ils remplissent (source de nourriture pour les prédateurs, reproduction des plantes, recyclage de la matière).

Les essences invasives réduisent la biodiversité alluviale. Par exemple, l'ailante glanduleux diminue la diversité des coléoptères et de la faune du sol, l'érable négondo, celle des insectes phytophages et de la flore native du sous-bois.

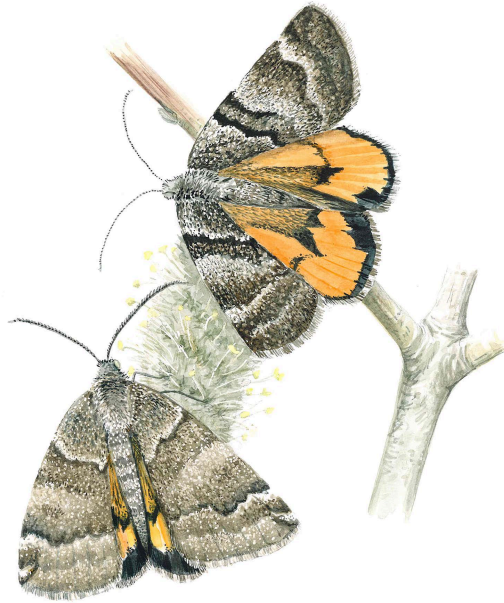


Figure 7.1. La bréphine ligérienne vole très tôt au printemps et passe facilement inaperçue (aquarelle, © Frédéric Archaux).



Figure 7.2. Le castor d'Europe, une espèce «ingénieure» des écosystèmes aquatiques dont les aménagements bénéficient à de nombreuses espèces des eaux courantes (© Didier Ducanos).

Invertébrés aquatiques

Outre les insectes, les forêts alluviales abritent une riche diversité d'invertébrés aquatiques comme les mollusques, les crustacés ou les vers, qui constituent une source de nourriture cruciale pour de nombreux poissons, oiseaux et autres animaux aquatiques ou terrestres.

Les invertébrés aquatiques jouent également un rôle majeur dans la décomposition de la matière organique et le recyclage des feuilles, branches et autres matières organiques. La digestion par les macro-invertébrés libère des nutriments essentiels comme l'azote et le phosphore dans le sol et l'eau, les rendant disponibles pour les plantes. Enfin, en creusant et en se déplaçant dans les sédiments, ces organismes aèrent le sol, améliorant la circulation de l'eau et des nutriments. Ils sont ainsi indispensables pour la productivité et la santé des écosystèmes aquatiques et terrestres environnants.

Les ripisylves accueillent une grande diversité d'espèces, en particulier lorsqu'elles sont denses, car elles offrent des ressources et des habitats variés : les tiges et les branches permettent la métamorphose des nymphes et la ponte des adultes, les réseaux de chevelus racinaires offrent une protection contre les prédateurs. Le bois mort immergé se dégrade très lentement et accueille plusieurs coléoptères saproxyliques très spécialisés. Par ailleurs, les points d'eau stagnants temporaires, mares ou bras morts des rivières, accueillent des communautés d'invertébrés différentes de celles des milieux lotiques voisins.

Néanmoins, il ne semble pas y avoir d'effet systématique (positif ou négatif) de la ripisylve sur la biomasse des invertébrés (aquatiques ou terrestres) par comparaison à des berges bordées de milieux ouverts. L'effet d'ombrage peut être positif (protection contre les températures extrêmes) comme négatif (ralentissement de la décomposition de la matière organique) sur la biomasse et la diversité des invertébrés (Albertson *et al.*, 2018).

L'abondance des invertébrés varie de part et d'autre de la berge, qu'il s'agisse d'imagos volants d'invertébrés aquatiques (coléoptères, perles, éphémères, phryganes et mouches chironomes) entrant dans la forêt ou d'invertébrés terrestres se noyant dans les cours d'eau. Cet effet de lisière semble surtout visible dans les premiers mètres.

La diversité en habitats naturels du paysage environnant joue en effet un rôle positif sur la diversité des invertébrés aquatiques. En outre, la présence d'une ripisylve dense et continue est d'autant plus déterminante pour ces communautés que le paysage est artificialisé. En paysage très forestier, en revanche, l'apport en matière organique de la ripisylve peut affecter les caractéristiques physico-chimiques du cours d'eau, au détriment des taxons nécessitant des eaux claires et oxygénées (Chevalier *et al.*, 2020).

Rôle de la forêt alluviale pour les poissons, les amphibiens et les reptiles

La composition des communautés de poissons dépend avant tout des caractéristiques hydrologiques et physico-chimiques des rivières, en d'autres termes du gradient amont-aval (Marzin *et al.*, 2013). On retrouve ainsi en tête de bassin des espèces comme la truite commune, le chabot, la loche franche et le vairon. Plus en aval, les eaux courantes accueillent chevesnes et goujons. Enfin, les eaux calmes hébergent des poissons moins exigeants sur la qualité de l'eau et de l'habitat, tels que la perche commune, l'épinochette ou le gardon.

Les ripisylves affectent les poissons par l'ombrage du cours d'eau, l'apport de matière organique végétale et animale, le refuge que racines et bois mort immergés peuvent procurer. En général, maintenir les ripisylves permet de préserver l'intégrité des assemblages de poissons (Jones *et al.*, 1999), notamment en contexte urbain (Roy *et al.*, 2007) et agricole (Effert-Fanta *et al.*, 2019). Les coupes d'éclaircies ne semblent pas avoir d'influence significative sur les assemblages de poissons (Roon *et al.*, 2022). Le (gros) bois mort immergé et les chevelus racinaires favorisent la croissance des truites par leur rôle respectif de protection et de réservoir de proies (Gustafsson *et al.*, 2014). La complexité structurelle des berges est bénéfique pour la ponte et pour les alevins, les protégeant des prédateurs et des crues. L'ombrage procuré par les ripisylves denses le long des petites rivières limite le réchauffement de l'eau, abritant les communautés de poissons lors des pics de chaleur estivaux en période d'étiage.

Les milieux alluviaux représentent des habitats importants pour nombre d'amphibiens, même si aucune espèce n'est spécifiquement inféodée à la forêt alluviale. Les bras morts, les roselières, les mares (souvent temporaires) et les ornières en eau permettent la reproduction du sonneur à ventre jaune, du pélodyte ponctué, du crapaud calamite, de la rainette arboricole et de la grenouille rieuse. On y retrouve aussi des espèces qui manifestent une préférence malgré tout pour les habitats forestiers, comme le crapaud commun, la majorité des espèces de grenouilles et tous les tritons. La salamandre tachetée est peu fréquente dans les forêts alluviales sujettes aux crues (ACEMAV *et al.*, 2003). Les mares des forêts alluviales, moins éphémères, hébergent plus d'espèces d'amphibiens et en plus grande abondance, surtout si elles sont grandes et connectées entre elles tout en demeurant séparées des cours d'eau (Godreau *et al.*, 1999).

Les forêts alluviales ne sont pas des milieux privilégiés pour les ectothermes que sont les reptiles. Néanmoins, certaines espèces peuvent fréquenter les stades les plus pionniers et les lisières, que celles-ci bordent d'autres milieux terrestres (comme la vipère péliade dans la moitié nord de la France et le Massif central, le lézard des souches ou encore l'orvet) ou les milieux aquatiques. C'est le cas en particulier de la couleuvre à collier (ou couleuvre helvétique) et de la couleuvre vipérine, qui chassent volontiers les insectes aquatiques, les amphibiens et les petits poissons. Des études ont montré que la complexité structurelle de ces milieux est un bon prédicteur de la diversité des espèces de reptiles et d'amphibiens, soulignant l'importance de préserver ces habitats pour la conservation globale de la biodiversité (Burbrink *et al.*, 1998).

Rôle de la forêt alluviale pour les oiseaux

Comptant une cinquantaine d'espèces (mésanges, pics, grives et merles, fauvettes, etc.), les communautés d'oiseaux forestiers des forêts alluviales sont très comparables à celles des autres types de forêts feuillues, en particulier des chênaies (Roché, 1986). Néanmoins, les densités d'oiseaux y sont deux fois plus fortes, toutes espèces

confondues. La mésange des saules (la sous-espèce en plaine de la mésange boréale) est certainement l'espèce la plus dépendante des forêts alluviales en Métropole : elle creuse souvent elle-même ses cavités dans des chandelles pourries (des arbres morts encore debout, souvent de bois tendre). La diversité augmente avec la maturité du peuplement et sa stratification verticale, avec la présence de trouées et de gros arbres ainsi qu'avec des volumes conséquents de bois mort debout et au sol. Les jeunes plantations de peupliers hybrides peuvent héberger des espèces des milieux ouverts menacées par les pratiques agricoles, mais, même arrivées à maturité et en présence d'un sous-étage arbustif, elles n'accueillent pas les espèces des forêts matures, ou seulement en très faible densité (Archaux et Martin, 2009).

La majorité des passereaux défendent des territoires de plusieurs hectares, parfois beaucoup plus : la surface et la forme de la forêt alluviale jouent donc un rôle majeur dans sa capacité à accueillir une avifaune forestière. Ces milieux rivulaires sont parfois les seuls écosystèmes forestiers en contexte urbain, ils peuvent servir de corridor à l'avifaune et permettre à certaines espèces de coloniser les villes.

Des laridés coloniaux (mouette rieuse et mélanocéphale, goéland argenté et leucopnée, sterne pierregarin et naine) et des limicoles (petit gravelot, chevalier guignette, oedicnème criard) nichent sur les grèves mises à nu naturellement ou pour réduire les risques d'embâcle. Ces colonies disparaissent dès que se développe à nouveau une strate herbacée dense. S'installent alors, si les surfaces sont suffisantes, de petits passereaux des stades arbustifs comme les pouillots (véloce et fitis), les fauvettes (grisette, des jardins et à tête noire) et l'hypolaïs polyglotte. Si la succession forestière (voir chapitre 6) se poursuit, arrivent alors d'autres espèces qui nichent dans des stades plus matures. La bouscarle de Cetti, une autre fauvette habituée des fourrés denses et humides, se retrouve logiquement le long des berges des ripisylves. Le martin-pêcheur bénéficie lui aussi de ces écotones, qui concentrent les alevins dont il se nourrit et qui lui offrent des perchoirs. La berge boisée constitue également une zone privilégiée de pêche et de nidification pour le cincle plongeur (là où le courant est fort et l'eau oxygénée), la bergeronnette des ruisseaux, le grèbe castagneux, la poule d'eau et la foulque noire (dans les eaux calmes).

Des passereaux insectivores exploitent fréquemment ces lisières, à l'instar de l'hirondelle de rivage et du guêpier d'Europe. Comme le martin-pêcheur, ils nichent dans les berges sableuses abruptes des rivières liées à la dynamique fluviale (voir chapitre 5). Les hautes ripisylves offrent aussi des perchoirs et des sites de nidification pour des espèces pécheuses comme le grand cormoran et les hérons arboricoles. Une part significative des colonies mixtes de héron cendré, de grande aigrette, d'aigrette garzette, de bihoreau gris, de crabier chevelu, de héron garde-bœufs et de spatule blanche se situe en contexte alluvial.

On connaît mal l'évolution récente des communautés d'oiseaux des forêts alluviales. Le fort essor de leur surface depuis le XIX^e siècle a dû leur être favorable, mais la progression de la chalarose du frêne et de diverses essences exotiques comme l'érable négondo et le robinier faux-acacia devraient diminuer la qualité

d'accueil pour les oiseaux. Enfin, le réchauffement climatique aura certainement des conséquences sur l'avifaune ; il semble déjà expliquer la forte régression de la mésange des saules dans un large quart nord-ouest de la France.

Rôle de de la forêt alluviale pour les mammifères

Ripisylves et mammifères semi-aquatiques

Les boisements humides sont les lieux de vie de quelques mammifères semi-aquatiques. Ils sont occupés à titre permanent ou temporaire, selon les besoins vitaux des espèces, au cours de leur cycle biologique. Ainsi, le castor d'Europe peut les fréquenter de manière quasi permanente pour son alimentation ou ses gîtes, tandis que d'autres, comme la loutre ou le vison d'Europe, ne les utilisent que de manière temporaire pour leurs besoins alimentaires, leur refuge diurne ou pour la parturition et l'élevage des jeunes, loin des dérangements et des risques de prédation (Rosoux et Lemarchand, 2019).

Par ailleurs, comme tous les milieux boisés, les ripisylves offrent de grandes possibilités d'accueil pour les chauves-souris arboricoles. Les loges de pics, les cavités naturelles des vieux arbres, les troncs creux et les écorces décollées représentent des abris et des refuges pour le repos diurne, la reproduction ou encore l'hibernation de plusieurs espèces. Plus d'une dizaine d'espèces de chiroptères peuvent prospecter les milieux aquatiques linéaires et leurs bordures arborées comme terrain de chasse, tels le murin de Capaccini, le murin de Daubenton, le murin des marais, le murin de Bechstein, le vespertilion bicolore ou encore la barbastelle d'Europe. D'autres espèces comme le petit rhinolophe, les oreillards, certaines pipistrelles et noctules peuvent également fréquenter ces milieux riches en ressources alimentaires (Arthur et Lemaire, 2009 ; Lauer et Tillon, 2023).

Si les proies les plus consommées sont des imago volants d'insectes aquatiques comme des chironomes et les trichoptères (phryganes), il faut savoir que les insectes terrestres font aussi partie des proies capturées. Certaines espèces, comme les pipistrelles ou les Vespertilionidés, ont tendance à se déplacer préférentiellement le long des ripisylves bordant les rivières, espaces dégagés et terrains de chasse privilégiés (Verboom et Huitema, 1997). Bien que les ripisylves jouent un rôle certain pour la conservation des chiroptères, elles ne suffisent pas à elles seules pour maintenir leur biodiversité : leur valeur dépend du maintien du lien avec de grandes zones forestières dans leur voisinage (Carrasco-Rueda et Loiselle, 2019).

Ce rôle crucial de corridor de déplacement et d'habitat vaut pour un large éventail de mammifères terrestres de toutes tailles, généralistes ou spécialistes de l'interface terre-eau (Dunstone et Gorman, 1998). L'abondance du ragondin et du rat musqué (qui peuvent fragiliser les berges et les digues) et celle du rat surmulot (potentiel vecteur de zoonoses) diminuent avec la complexité de structure de la végétation riparienne (Maisonnette et Rioux, 2001).

Le castor d'Europe

C'est le plus grand des rongeurs européens. Sa taille moyenne est d'environ 1,25 m (queue comprise), et son poids moyen de 22 kg (Le Louarn et Quéré, 2011) (figure 7.2). En France, il est surtout inféodé aux zones humides arborées et aux berges de rivières et de fleuves colonisées par les formations de bois tendre, mais il peut également vivre sur les étangs en connexion avec les cours d'eau. Il est principalement présent sur les systèmes hydrographiques de plaine et de l'étage collinéen ; il reste rare en moyenne montagne, et sa présence n'est que rarement signalée au-dessus de 800 m d'altitude (Collectif et Hurel, 2015).

Pourchassé par l'homme depuis des siècles pour sa fourrure, sa chair et le castoreum aux multiples vertus, le castor d'Europe a bien failli disparaître. En France, à la fin du XIX^e siècle, sa population, confinée dans la basse vallée du Rhône, ne comportait plus qu'une centaine d'individus. Des mesures de protection furent prises dès 1909 dans trois départements du sud de la France. La protection intégrale de l'espèce est intervenue en 1968. Grâce aux mesures de protection de l'espèce et de ses habitats, mais également d'opérations de réintroduction (une vingtaine de lâchers depuis 1974), le castor est aujourd'hui présent dans plus de cinquante départements français (Collectif et Hurel, 2015).

L'élément vital du castor est l'eau douce. Il ne fréquente guère les milieux saumâtres ou marins. Il peut effectuer des déplacements réguliers de l'ordre de la centaine de mètres, sur les berges sableuses exondées et au sein des formations de bois tendre (Salicacées).

Exclusivement végétarien, le castor d'Europe consomme des végétaux herbacés ou ligneux. Toutefois, son régime alimentaire varie au cours des saisons : au printemps et en été, il se nourrit surtout de bourgeons, de feuilles d'arbres, de jeunes rameaux de diverses essences (notamment les Salicacées), de plantes herbacées et d'hydrophytes ; en revanche, en automne et en hiver, il consomme surtout des végétaux ligneux. Les écorces et les rameaux de Salicacées (saules et peupliers), d'aulnes, de bouleaux et de frênes sont principalement consommés (Collectif et Hurel, 2015), et particulièrement les jeunes arbres ou rejets de souches dont le tronc est compris entre 4 et 8 cm de diamètre (Le Louarn et Quéré, 2011).

Mais le castor est opportuniste et s'adapte aux situations locales. Ainsi, après des travaux d'entretien d'un îlot de la Loire moyenne (BioMareau⁶), supprimant cépées de peuplier noir et de saules dont se nourrissait une famille de castors, celle-ci a alors privilégié les ressources disponibles restantes sur les autres îlots, composées principalement d'arbres adultes, d'un diamètre moyen de 21,5 cm, dont 14 arbres de plus de 40 cm de diamètre (Villar *et al.*, 2015).

Les ripisylves sont donc le lieu de prédilection de cette espèce spécialisée. Elles lui procurent à la fois des berges stabilisées pour creuser et construire ses terriers-huttes,

⁶ Projet pluridisciplinaire BioMareau. Les îles de Mareau-aux-Prés : un laboratoire Grandeur nature de la biodiversité ligérienne. <https://biomareau.val-de-loire.hub.inrae.fr>

et une ressource ligneuse suffisante pour se nourrir en toutes saisons et élaborer ses ouvrages. Les arbres abattus, les branches débitées et les rameaux constituent des matériaux indispensables à la construction des barrages sur les cours d'eau (Collectif et Hurel, 2015).

Tous les biotopes rivulaires ne sont pas propices à l'installation du castor. Les facteurs limitant sa présence durable sont : un profil trop encaissé de la vallée, associé à des berges rocheuses trop raides, une trop faible étendue des ripisylves et une trop forte vitesse du courant (Collectif et Hurel, 2015).

Si le castor se révèle être un excellent nageur et apnéiste, c'est en revanche un piètre marcheur et, en règle générale, il s'éloigne peu du bord de l'eau. Étendre le plan d'eau, c'est élargir son rayon d'action, permettre la coupe des arbustes et abattre des arbres en toute sécurité, transporter du bois sans effort et constituer ses réserves alimentaires hivernales, proches du terrier familial (Collectif et Hurel, 2015).

À l'intérieur de son domaine vital, le castor est capable de modifier profondément son habitat. Ses activités de construction, essentiellement creuser des chenaux, couper du bois et construire des barrages, peuvent transformer, entretenir ou créer des biotopes nouveaux, favorables à l'installation de communautés biologiques aquatiques et rivulaires variées (Collectif et Hurel, 2015).

Ces barrages sans cesse entretenus, consolidés et agrandis sont souvent le travail de plusieurs générations. Ils régularisent le débit des cours d'eau, temporisent les effets des crues, augmentent la surface des plans d'eau et permettent par ailleurs une meilleure recharge des nappes phréatiques.

En modifiant l'hydrosystème, le castor peut créer une véritable mosaïque de milieux, diversifier le lit mineur des cours d'eau avec de nombreuses formes de faciès lentiques et lotiques, générer des zones de dépôts sédimentaires, stocker des bois immergés, etc. En général, les modifications apportées par ce rongeur semi-aquatique constituent des gains en matière de surface d'expansion des eaux de crues, de diversification d'habitats aquatiques et rivulaires, de formations végétales palustres, et donc, plus globalement, en biodiversité (Wojton et Kukuła, 2021).

La réduction du couvert arboré provoquée par les éclaircies pratiquées par le castor pourrait être considérée comme une perte pour la ripisylve, mais en réalité elle engendre une augmentation de la luminosité, donc du couvert herbacé des rives, mais aussi une diversité floristique et faunistique (favorisant par exemple la croissance des larves de batraciens) (Brazier *et al.*, 2021 ; Collectif et Hurel, 2015).

L'effet le plus démonstratif de l'activité de l'espèce reste l'imposante masse de bois accumulés au niveau des barrages, des terriers-huttes, des réfectoires, et également les troncs abattus, ancrés dans le cours d'eau. L'entrelacement de ces rameaux ligneux crée pour la faune sauvage des zones d'alimentation, de refuge, de ponte et de lieux d'évolution des différents stades larvaires (Brazier *et al.*, 2021 ; Jollivet, 2025).

En soutenant les débits des cours d'eau tout au long de l'année, et plus particulièrement en période d'étiage, les barrages de castors améliorent les conditions de vie des invertébrés face à la sécheresse. Cet effet est particulièrement démonstratif

sur les odonates. Les retenues en chapelets permettent un plus grand pouvoir de recolonisation après la sécheresse (Brazier *et al.*, 2021 ; Collectif et Hurel, 2015). En outre, le castor européen est l'unique hôte d'un coléoptère commensal (*Platypyllus castoris*) qui se nourrit des tissus épidermiques, des sécrétions et des exsudats du pelage, où il y accomplit tout son cycle vital.

Les poissons peuvent tirer de nombreux avantages des cours d'eau aménagés par l'espèce, en matière de ressources alimentaires, de croissance, de diversité, de densité, de productivité, de succès de reproduction et de survie. Grâce à la création de nouveaux habitats aquatiques, les poissons peuvent bénéficier de ressources alimentaires plus variées et plus importantes, de zones de frai, de croissance, d'hivernage, de repos pour les migrateurs, de refuges lors des étiages ou des crues ou contre les prédateurs. Les barrages du castor n'étant jamais complètement hermétiques, ils permettent la plupart du temps le contournement ou le franchissement par les poissons, même en période d'étiage, lors de l'augmentation des débits.

Dans l'objectif de restaurer certaines biocénoses aquatiques, de redynamiser des hydrosystèmes appauvris, mais aussi pour le simple plaisir de revoir une espèce rare longtemps persécutée, le castor a été réintroduit dans plusieurs régions de France comme les Alpes, le Massif central, le Val de Loire, la Bretagne ou les Ardennes (Collectif et Hurel, 2015).

Aujourd'hui, le castor est devenu une espèce emblématique de la richesse des cours d'eau et représentative de la réhabilitation des ripisylves et des forêts-galeries (Luglia, 2024). Si son impact et les pertes économiques qu'il induit sur certaines plantations de production, comme les peupleraies, les frênaies et certains vergers, restent réels, son travail quotidien sur les végétaux ligneux du bord des grands cours d'eau permet l'entretien d'un chenal d'écoulement en périodes de crue.

Alors qu'à l'époque de sa réintroduction, seuls des arguments d'ordre éthique, culturel ou sociétal étaient avancés, le castor est devenu avec le temps et la bienveillance des hommes un « ingénieur des hydrosystèmes » qui contribue à la restauration de la biodiversité des ripisylves. Par ailleurs, l'espèce rend certains services écosystémiques et contribue à la réhabilitation de réseaux hydrographiques considérablement dégradés et banalisés par l'homme (Luglia, 2024).

Le vison d'Europe

Carnivore de petite taille (45 et 60 cm) comparable au putois, le vison d'Europe pèse en moyenne 800-900 g pour le mâle et 500-600 g pour la femelle. Mustélide ubiquiste, l'espèce occupe une grande variété de zones humides (de Bellefroid, 1999).

Aujourd'hui, le vison d'Europe, avec le hamster commun, compte parmi les petits mammifères les plus rares de France. Bien qu'il ait occupé près de la moitié du pays au début du ^{xx} siècle, avec un effectif probable de quelques milliers d'individus, il est devenu extrêmement rare, et sa population est estimée à moins de 250 individus, répartis sur 11 départements du Grand Sud-Ouest (Fayet *et al.*, 2021).

Les causes de sa disparition sont probablement dues à un ensemble de facteurs comme le piégeage, la contamination secondaire due à la lutte chimique contre les rongeurs déprédateurs (et plus globalement aux pesticides), la concurrence avec le vison d'Amérique et les collisions routières. L'assèchement et la dégradation des zones humides ont également eu un effet sur la fragmentation des habitats et la raréfaction de l'espèce (de Bellefroid et Rosoux, 2005 ; Fayet *et al.*, 2021). Par ailleurs, les études génétiques ont révélé que la population franco-ibérique de visons présentait une variabilité génétique particulièrement faible (Michaux *et al.*, 2005), ce qui peut expliquer sa très grande sensibilité à certaines maladies transmises par d'autres espèces.

C'est résolument un carnivore de plaines et de collines, lié à l'eau douce ; il fréquente rarement les zones montagnardes et littorales. Dans la majorité des cas, ce sont les rivières qui constituent les artères principales des domaines vitaux (de Bellefroid et Rosoux, 2005).

Si le vison d'Europe est relativement ubiquiste quant au choix de ses habitats rivulaires et palustres, les ripisylves sauvages colonisées par des cariçaies et des jonchaies jouent un rôle important dans son mode d'utilisation de l'espace. Ces milieux arborés ou arbustifs lui procurent à la fois des zones de refuge et des ressources alimentaires importantes. Certaines zones humides transformées par l'homme, comportant des cours d'eau ou des canaux dont les berges sont plantées de saules, de frênes, d'aulnes, ou bordées de peupleraies, peuvent également lui convenir. Sa préférence va cependant aux rivières de tailles et de régimes divers, surtout celles du potamon (partie aval du réseau hydrographique, là où les vitesses de courant sont faibles), bordées d'une ripisylve bien développée (de Bellefroid, 1999 ; Fournier *et al.*, 2008).

L'espèce explore principalement l'interface terre-eau pour la recherche de ses proies. En moyenne, les proies les plus abondantes sont les amphibiens, avec une prédominance de grenouilles (32 %), d'oiseaux et leurs couvées (25 %) et de petits mammifères (23 %) ; les poissons n'apparaissent de manière significative (19 %) qu'à certaines périodes (de Bellefroid et Rosoux, 2005).

Les gîtes sont généralement situés à moins de 5 m de l'eau libre, dans des formations végétales denses, des boisements et des fourrés rivulaires ou encore des encombres de rivières, tas de bois ou entrelacs de racines (Fayet *et al.*, 2021). Comme chez la loutre d'Europe, les ronciers et les buissons épineux des berges sont particulièrement recherchés, tant pour les terriers que pour les couchés à l'air libre, et constituent la meilleure protection contre les prédateurs sauvages, les chiens et les hommes (Rosoux et Lemarchand, 2019).

En France, la conservation de cette espèce protégée et vulnérable entre toutes est devenue une priorité majeure. Un plan de restauration lui est consacré et une réintroduction à partir d'individus élevés en captivité est programmée pour 2025 dans le Centre-Ouest atlantique (Fayet *et al.*, 2021). Dans la Sarre, des biologistes et des écologues allemands ont sélectionné des zones humides aménagées et réhabilitées par les castors pour réintroduire les visons européens issus d'élevage (Peeters *et al.*, 2009).

Préconisations de gestion des forêts alluviales pour la conservation de la biodiversité

Les forêts alluviales sont des habitats importants, sinon indispensables pour de nombreux taxons animaux, de la canopée au sol et même aux milieux aquatiques et terrestres adjacents. Leur capacité d'accueil dépend du maintien du régime hydrologique en favorisant le rajeunissement d'une partie des surfaces. Les perturbations naturelles et anthropiques (coupes, élagages, recépages) créent des stades de ripisylves plus ouverts qui permettent la persistance à l'échelle du paysage d'espèces de milieu ouvert, comme la bréphine ligérienne et l'agrion de Mercure.

Quant aux recommandations, il est important de maintenir des ripisylves en bordure de rivière, proches les unes des autres, en guise de corridors protecteurs et synonymes de ressources trophiques aussi bien pour les milieux terrestres que pour les milieux aquatiques adjacents.

Préserver le bois mort dans le lit majeur comme mineur (au moins 30 m³/ha, Della Rocca *et al.*, 2014; voir chapitre 13) et éviter la simplification des berges sont essentiels pour une fraction importante de la diversité faunistique.

De manière plus globale, il convient d'éviter une trop grande artificialisation des forêts alluviales et de les perturber trop fréquemment, au risque de les voir progressivement envahies par diverses espèces exotiques au détriment de la flore et de la faune indigènes. Une gestion forestière fondée sur la régénération naturelle des essences indigènes est préconisée, sans porter de fort préjudice à la faune. Enfin, la préservation des mares et des autres eaux stagnantes est également essentielle, car ces dernières hébergent des communautés faunistiques distinctes de celles des rivières. Les forêts alluviales joueront certainement un rôle croissant pour le maintien de la biodiversité face au réchauffement climatique mais, pour cela, il importe en premier lieu de conserver ou de restaurer le régime hydrologique (voir chapitre 5).

Remerciements pour la relecture : Jérôme Belliard (UR HYCAR, INRAE) et Christophe Bouget (UR EFNO, INRAE).

Références bibliographiques

- ACEMAV coll., Duguet R., Melki F., 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*, Mèze, éditions Biotope, 480 p.
- Albertson L.K., Ouellet V., Daniels M.D., 2018. Impacts of stream riparian buffer land use on water temperature and food availability for fish. *Journal of Freshwater Ecology*, 33, 195-210. <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1422558>
- Archaux F., Martin H., 2009. Hybrid poplar plantations in a floodplain have balanced impacts on farmland and woodland birds. *For. Ecol. Manage.*, 257, 1474-1479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.021>
- Arthur L., Lemaire M., 2009. *Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*, Mèze, éditions Biotope/Muséum national d'histoire naturelle de Paris, 544 p.

- Bellefroid M.N. de, 1999. Étude biogéographique de l'évolution de la population de vison européen, *Mustela lutreola*, en France. Statut, répartition, écologie, facteurs de déclin et stratégie de conservation pour l'espèce. Thèse de diplôme doctoral de recherches de l'université de Rennes-1, 93 p. + annexes.
- Bellefroid M.N. de, Rosoux R., 2005. *Le Vison d'Europe*, Belin Éveil Nature, coll. Approche, 95 p.
- Bonn A., Hagen K., Reiche D.W.-V., 2002. The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats: a comparison of three major rivers in Germany. *River Res. Applic.*, 18, 43-64. <https://doi.org/10.1002/rra.632>
- Brazier R., Puttock A., Graham H.A., Auster R.E., Davies K.H. *et al.*, 2021. Beaver: nature's ecosystem engineers. *WIREs Water*, 8 (1), e1494. <https://doi.org/10.1002/wat2.1494>
- Burbrink F.T., Phillips C.A., Heske E.J., 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biol. Conserv.*, 86 (2), 107-115. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00054-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00054-8)
- Carrasco-Rueda F., Loiselle B.A., 2019. Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? *Ecol. Evol.*, 9, 4192-4209. <https://doi.org/10.1002/ece3.5048>
- Chevalier R., Archaux F., Dessanges B., Evette A., Girondin M. *et al.*, 2020. FRAPVAL : Forêts et ripisylves anciennes des petites vallées de la Puisaye. Rapport scientifique, INRAE, Nogent-sur-Vernisson, 85 p.
- Collectif, Hurel P., 2015. *Le Castor et la Loutre sur le bassin de la Loire, synthèse des connaissances 2014*, Réseau Mammifères du bassin de la Loire, ONCFS, Plan Loire Grandeur Nature, 84 p.
- Della Rocca F., Stefanelli S., Pasquaretta C., Campanaro A., Bogliani G., 2014. Effect of deadwood management on saproxylic beetle richness in the floodplain forests of northern Italy: some measures for deadwood sustainable use. *J. Insect Conserv.*, 18, 121-136. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9620-1>
- Dunstone N., Gorman M.L., 1998. *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals* (vol. 391), Cambridge, Cambridge University Press, 404 p.
- Effert-Fanta E.L., Fischer R.U., Wahl D.H., 2019. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia*, 841, 45-64. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04006-1>
- Fayet M., Bellanger C., Bressan Y., Pons N., Perrault A., 2021. Troisième plan national d'actions en faveur du Vison d'Europe (*Mustela lutreola*) 2021-2030. Rapport de la DREAL, GRIFS, Cistude Nature et de l'OFB, 131 p.
- Fournier P., Maizeret C., Fournier-Chambrillon C., Ilbert N., Aulagnier S., 2008. Spatial behaviour of European Mink *Mustela lutreola* and Polecat *Mustela putorius* in southwestern France. *Acta Theriol.*, 53 (4), 343-354. <https://doi.org/10.1007/BF03195195>
- Godreau V., Bornette G., Frochot B., Amoros C., Castella E. *et al.*, 1999. Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodivers. Conserv.*, 8, 839-864. <https://doi.org/10.1023/A:1008807328566>
- Gustafsson P., Greenberg L.A., Bergman E., 2014. Effects of woody debris and the supply of terrestrial invertebrates on the diet and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in a boreal stream. *Freshw Biol.*, 59, 2488-2501. <https://doi.org/10.1111/fwb.12448>
- Jollivet J.P., 2025. L'impact du castor d'Europe sur la fonctionnalité des cours d'eau et perspectives en termes de gestion. *Recherches naturalistes*, 15, n° spécial, 34-50.
- Jones E.B.D. III, Helfman G.S., Harper J.O., Bolstad P.V., 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. *Conserv. Biol.*, 13, 1454-1465. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98172.x>
- Lauer M., Tillon L., 2023. *Chauves-souris et forêt, des alliées indispensables*, Éditions CNPF et ONF, 62 p.

- Le Louarn H., Quéré J.P., 2011. *Les Rongeurs de France. Faunistique et biologie*, 3^e édition, Versailles, éditions Quæ, 312 p.
- Luglia R., 2024. Le Castor d'Europe, cet étonnant survivant. *Le Courrier de la nature*, 340, 37-39.
- Maisonneuve C., Rioux S., 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agri. Ecosyst. and Environ.*, 83 (1-2), 165-175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00259-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00259-0)
- Marzin A., Verdonschot P.F.M., Pont D., 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia*, 704, 375-388. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1254-2>
- Michaux J.R., Hardy O.G., Justy F., Fournier P., Kranz A. *et al.*, 2005. Conservation genetics and population history of the threatened European Mink *Mustela lutreola*, with special emphasis on the Western European population. *Molecular Ecol.*, 14, 1727-1739. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02597.x>
- Oettel J., Braun M., Sallmannshofer M., de Groot M., Schueler S. *et al.*, 2022. River distance, stand basal area, and climatic conditions are the main drivers influencing lying deadwood in riparian forests. *For. Ecol. Manage.*, 520, 120415. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120415>
- Peeters E., Brinkmann I., Kruger F., Zwirlein S., Klaumann I., 2009. Reintroduction of the European Mink *Mustela lutreola* in Saarland. Preliminary data on the use of space and activity as revealed by radio-tracking and live-trapping. *Endangered Species Research*, 10, 305-320. <https://doi.org/10.3354/esr00180>
- Roché J., 1986. Les oiseaux nicheurs des cours d'eau du bassin de la Saône. Thèse, université de Bourgogne, Dijon, 153 p.
- Roon D.A., Dunham J.B., Bellmore J.R., Olson D.H., Harvey B.C., 2022. Influence of riparian thinning on trophic pathways supporting stream food webs in forested watersheds. *Ecosphere*, 13 (9), e4219. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4219>
- Rosoux R., Lemarchand C., 2019. *La Loutre d'Europe*, Mèze, éditions Biotope, 352 p.
- Roy A.H., Freeman B.J., Freeman M.C., 2007. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. *Landscape Ecol.*, 22, 385-402. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9034-x>
- Schnitzler-Lenoble A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe*, Lavoisier, Tec&Doc, 386 p.
- Verboom B., Huitema H., 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecol.*, 12, 117-125. <https://doi.org/10.1007/BF02698211>
- Villar M., Dimouro B., Märell A., 2015. Étude du report de la consommation ligneuse par les castors. Tâche 4. In : *Projet BioMareau. Conséquences des travaux d'entretien du lit de la Loire sur plusieurs composantes de la biodiversité au sein de la mosaïque des îles de Mareau-aux-près (Loiret). Compte rendu final : synthèse des travaux de recherche (juillet 2012 - juin 2015)* (Villar M., coord.), INRA, Orléans, 13-14. <https://biomareau.val-de-loire.hub.inrae.fr/content/download/3490/33814?version=2>
- Wojton A., Kukuła K., 2021. Transformation of benthic communities in forest lowland streams colonised by Eurasian beaver *Castor fiber* (L.). *Int. Rev. Hydrobiol.*, 106, 131-143. <https://doi.org/10.1002/iroh.202002043>

8

Les problèmes sanitaires d'origine biotique des arbres en ripisylve

Claude Husson

Les maladies causées par des agents biotiques (insectes ravageurs et micro-organismes tels que champignons, bactéries, phytoplasmes ou nématodes) sont communément schématisées par un triangle dit « triangle parasitaire » (Robin et Desprez-Loustau, 2018), composé d'un bioagresseur, d'un hôte et d'un environnement. Chaque élément conflue l'un vers l'autre pour provoquer une maladie. L'impact de la maladie, c'est-à-dire la quantité de dommages infligés à l'hôte, est d'autant plus grand que l'adéquation entre les trois composantes est forte. On parle alors d'émergence ou d'épidémie quand le nombre d'occurrences d'arbres malades est croissant et que les effets s'en font sentir sur la santé d'un peuplement. Bien que situés dans des paysages différents de la forêt proprement dite, des haies bocagères ou des JEV (jardins, espaces végétalisés et infrastructures), les arbres en ripisylves sont bien évidemment confrontés à ce schéma conceptuel du triangle parasitaire.

Contextualisation de la ripisylve

Hormis le fait que certaines essences se trouvent préférentiellement en ripisylve (peuplier noir, saules, aulnes, voir fiche 7), il n'existe pas d'agents pathogènes ou d'insectes ravageurs strictement spécifiques de bord de cours d'eau. Les couples hôte-bioagresseur que l'on rencontre dans ce milieu peuvent aussi être présents dans divers paysages, y compris urbains. De même, il n'a manifestement pas été montré qu'il existe une diversité intraspécifique chez le bioagresseur (ex. : en termes d'agressivité) ou chez l'hôte (résistance ou tolérance) qui induirait de fait un état sanitaire propre aux ripisylves. Par contre, l'environnement peut beaucoup influencer sur la prévalence d'arbres malades, sur l'incidence (nombre de nouveaux cas chaque année) et sur la sévérité des dommages.

Les facteurs environnementaux liés à la ripisylve sont d'ordre climatique et stationnel. Les arbres en alignement les exposent à un fort ensoleillement, et par conséquent à des températures plus élevées dans les différents organes, notamment

en saison de végétation. Or, la température est un facteur déterminant dans le cycle de vie des bioagresseurs, notamment pour leur croissance, leur mode de reproduction et leur survie. Par exemple, une différence de 1°C modifie significativement la vitesse de croissance des champignons, et des périodes de canicule sont létales pour les espèces peu thermophiles. Le deuxième facteur est évidemment lié à la proximité de la rivière. Certains agents pathogènes ne produisent des spores infectieuses qu'en présence d'eau libre. Ces spores sont ensuite véhiculées préférentiellement par les cours d'eau, favorisant leur dissémination de proche en proche. Par ailleurs, un alignement monospécifique et dense peut amplifier la transmission de certains bioagresseurs d'arbre en arbre *via* des greffes racinaires. Toutes ces caractéristiques environnementales font que certaines maladies ne prennent une ampleur épidémique que lorsque les hôtes se trouvent en bordure de cours d'eau.

Les maladies inféodées au cours d'eau

Les *Phytophthora* sont des organismes morphologiquement proches des champignons mais classés, grâce à la phylogénétique, dans un règne très différent, les Chromista (Erwin et Ribeiro, 1996). De nombreuses espèces de *Phytophthora* sont telluriques : elles survivent dans le sol et attaquent le système racinaire, des fines racines jusqu'au collet parfois. Elles ont besoin de présence d'eau libre pour produire des spores appelées « zoospores », qui infectent les racines sans nécessité de blessure comme porte d'entrée. En plus d'être véhiculées par les courants, les zoospores possèdent des flagelles qui les rendent motiles. Les ruissellements d'eau au pied des arbres, créés naturellement (cours d'eau, inondation, remontée de nappe) ou artificiellement (ornières, tassement de sol), favorisent donc la propagation de ces agents pathogènes. Les arbres en bordure de rivière sont ainsi plus sujets à des infections racinaires par les *Phytophthora*.

Dépérissement de l'aulne

Le dépérissement de l'aulne glutineux illustre bien la vulnérabilité des essences ripicoles aux *Phytophthora*. Maladie émergente à partir des années 1980 dans divers pays européens, il a été assez rapidement montré que l'agent causal était une nouvelle espèce de *Phytophthora* appelée aujourd'hui *P. ×alni* (Brasier *et al.*, 1995 ; Husson *et al.*, 2015). Les arbres malades présentent des taches noirâtres suintantes au collet et des lésions sous-corticales en forme de flamme jusqu'à environ 50 cm du sol, symptômes typiques des infections de *Phytophthora* telluriques (Gibbs *et al.*, 2003 ; figure 8.1). C'est cependant surtout le système racinaire qui est touché massivement, et notamment les fines racines. Le houppier devient clairsemé et les feuilles jaunissent et se nanifient. Plus les aulnes sont proches du cours d'eau, plus la probabilité d'être infecté est élevée et les dégâts forts : cette corrélation caractérise bien le rôle de l'environnement évoqué en introduction dans l'impact de la maladie (Streito *et al.*, 2002).

Les arbres peuvent être attaqués à tout âge. Cependant, la sévérité de la maladie est plus importante chez les jeunes individus. Chez les arbres de moins de 5 cm de diamètre, 60 à 90 % meurent dans les dix années qui suivent l'apparition des premiers symptômes. Ils ne sont que 7 % pour les arbres de plus de 40 cm de diamètre (Marçais et Husson, 2013). Ainsi, en raison de la vulnérabilité des plus jeunes arbres, le nombre d'individus peut décroître, mettant à mal la régénération naturelle et donc partiellement la composition du peuplement. L'évolution de l'état sanitaire dépend de facteurs climatiques. Les hivers doux augmentent l'incidence de la maladie l'année suivante (Aguayo *et al.*, 2014). Le taux de survie hivernale de l'agent pathogène dans le sol est meilleur lors des hivers cléments, favorisant ainsi de nouvelles infections au printemps et en été. Il est cependant difficile de prédire l'avenir des aulnes dans le cadre du réchauffement climatique, car les étés chauds sont défavorables à la maladie (Aguayo *et al.*, 2014). Il est enfin important de préciser que cette maladie est une conséquence de l'introduction d'un agent pathogène exotique. En effet, *P. × alni* est une espèce hybride dont un des parents, *P. uniformis*, serait originaire du nord-ouest de l'Amérique. Le deuxième parent, *P. × multiformis*, est présent en Europe, mais son origine est inconnue (Aguayo *et al.*, 2013 ; Husson *et al.*, 2015). Les deux espèces parentales sont capables d'infecter les aulnes mais elles sont peu agressives, que ce soit en Europe ou en Amérique du Nord, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas responsables de dépérissements massifs d'aulnes. L'hybridation, phénomène assez fréquent dans le genre *Phytophthora*, a donc conduit à former une espèce plus agressive sans modifier la gamme d'hôtes concernée.

L'aulne blanc (*Alnus incana*) et l'aulne de Corse (*A. cordata*) sont aussi des hôtes sensibles à *P. × alni*, mais il n'a jamais été mentionné des dépérissements significatifs sur ces essences. Bien que très dommageable pour les jeunes arbres, il est préférable de ne pas intervenir pour lutter contre la maladie. Les coupes d'arbres doivent être limitées aux individus présentant un fort risque de chablis. Toute intervention peut en effet être contre-productive, car source d'extension ou de création de nouveaux foyers *via* le transport de la terre ou de débris de bois.

Chancre coloré du platane

Le platane commun, *Platanus acerifolia*, est une essence naturelle des ripisylves dans le bassin méditerranéen, et plus particulièrement dans les Balkans et en Turquie. En France, on le trouve dans des milieux plus anthropisés : il est largement planté le long de cours d'eau et de canaux, formant des alignements continus et monospécifiques de plusieurs kilomètres de long. Le platane est victime d'un champignon pathogène nommé *Ceratocystis platani* qui provoque la maladie du chancre coloré (source : EPPO⁷). Là encore, il s'agit d'une maladie causée par un agent exotique, puisque *C. platani* est originaire d'Amérique du Nord et

⁷ EPPO datasheets on pests recommended for regulation. *Ceratocystis platani*. <https://gd.eppo.int/taxon/CERAFF/datasheet>

vraisemblablement introduit lors du débarquement de l'armée américaine par des emballages en bois de platane (Engelbrecht *et al.*, 2004). Après pénétration dans le bois *via* ses spores, le champignon infecte les vaisseaux et s'y développe. C'est une maladie vasculaire qui bloque la conduction de la sève jusqu'aux racines. L'arbre flétrit et peut mourir deux à cinq ans après son infection (figure 8.2). Une des voies d'entrée de l'agent pathogène dans l'arbre est d'origine humaine *via* les outils de taille contaminés et vecteurs des spores du champignon (Plante & Cité et MAA, 2018). Les deux autres voies sont naturelles. Lorsque les arbres sont côte à côte, l'agent pathogène se transmet d'un arbre infecté vers un arbre voisin sain par greffe racinaire, formant ainsi des taches de mortalité. Enfin, l'agent pathogène produit des spores qui se disséminent dans l'eau et qui infectent les racines (source : EPPO, voir note 7). L'infection des racines peut aussi être accélérée par les blessures provoquées par l'amarrage des bateaux au pied des platanes le long des canaux.

Le chancre coloré provoque d'énormes dommages dans le sud de la France, et notamment le long de l'emblématique canal du Midi, qui contenait des alignements de platane sur 240 km. *C. platani* est un agent réglementé qui fait l'objet d'une lutte obligatoire avec abattage et destruction de tous les platanes dans un rayon de 35 m autour des arbres déclarés infectés (arrêté AGRG1530100A de 2015). Ainsi, 32 000 platanes ont été abattus sur les 42 000 existants le long du canal du Midi (source : Voie navigable de France, 2024⁸). Pour reconstituer une strate arborée, il n'existe pas d'autre solution que de planter des essences de substitution comme le peuplier blanc, le chêne chevelu ou le tilleul (Anses, 2024).

Les autres maladies des essences de ripisylves

Bien d'autres maladies sévissent dans les ripisylves, parfois liées au contexte stationnel, mais surtout du fait de la présence d'hôtes sensibles à un cortège parasitaire. Nous les citons ici par ordre d'importance en termes d'impact.

Graphiose de l'orme

Les trois espèces d'ormes indigènes en Europe, l'orme lisse (*Ulmus laevis*), l'orme champêtre (*U. minor*) et l'orme de montagne (*U. glabra*), sont fortement touchées par la graphiose, une des maladies les plus destructrices des ligneux au niveau mondial. Une première vague de maladie, à partir des années 1920, causée par le champignon *Ophiostoma ulmi*, puis une deuxième vague, encore plus sévère à partir des années 1970, causée par *O. novo-ulmi*, ont décimé les ormes dans tous types de milieux. C'est une maladie vasculaire, létale en quelques mois et dont l'agent pathogène d'origine asiatique est véhiculé par des insectes du genre *Scolytus*, *S. multistriatus* et *S. scolytus* (Pinon, 1993 ; figure 8.3). Le nombre d'ormes a ainsi fortement régressé, de l'ordre de 75 % entre 1985 et 1995, mais beaucoup d'ormes

⁸ <https://www.vnf.fr/vnf/dossiers-actualites/la-restauration-des-plantations-du-canal-du-midi/>

avaient déjà disparu avant les années 1980 (Piou *et al.*, 2018). La différence de sensibilité entre les trois espèces est peu perceptible, car il existe beaucoup de variabilités intraspécifiques. Mais globalement, l'orme de montagne est considéré comme l'espèce la plus sensible (Pinon *et al.*, 2005). L'orme lisse, inféodé aux ripisylves et aux forêts alluviales, est moins touché par la graphiose. Sa moindre appétence envers les scolytes lors de leur repas de maturation le préserve partiellement de la maladie et explique son meilleur état sanitaire (Piou *et al.*, 2018).

Quelle que soit l'espèce d'orme européenne, il n'existe pas d'individus totalement résistants à l'agent pathogène, et aucun ennemi naturel ou compétiteur du couple vecteur-agent pathogène ne semble se mettre en place pour limiter l'impact de la maladie. Tous les types d'habitats, en forêt ou hors forêt, ont été affectés, y compris les villes où l'orme était largement planté le long des rues (Pinon et Feugey, 1994). Toutefois, des individus persistent en milieu naturel, principalement de jeunes arbres ou arbustes issus de rejets, drageons ou semis. Les jeunes individus sont moins attractifs pour les insectes vecteurs et donc moins sujets aux infections. Par ailleurs, ils réussissent à mieux contenir le développement de l'agent pathogène dans les vaisseaux du bois. Enfin, d'autres évitent l'infection du fait de leur localisation (Piou *et al.*, 2018). Les ormes ne sont finalement pas menacés de disparition totale, et l'orme lisse reste donc toujours présent le long des cours d'eau. Par ailleurs, des programmes d'amélioration pour la sélection d'ormes résistants ont été entrepris aux Pays-Bas, en Italie, en France et aux États-Unis (Pinon et Cadic, 2007). Les plus prometteurs pour la durabilité de leur résistance et leur adaptation au continent européen sont des hybrides entre des espèces asiatiques et européennes. Les cultivars Lutèce® et Vada®, deux coobtentions INRAE, sont plantés avec succès dans de nombreuses villes, où leur état sanitaire reste excellent jusqu'ici (Pinon, 2023). Étant donné leur statut clonal, il n'est pas exclu que l'agent pathogène parvienne à contourner leur résistance. Par conséquent, à condition de les planter avec parcimonie et en mélange, ils constituent une option pour la réintroduction des ormes en ripisylves. Des programmes de plantation sont par exemple entrepris dans le Marais poitevin soit pour reboiser les berges, soit en remplacement du frêne attaqué par la chalarose (PNR du Marais poitevin, 2017).

Chalarose du frêne

Le frêne commun (*Fraxinus excelsior*) et le frêne oxyphylle (*F. angustifolia*) font face à la chalarose depuis les années 2000 en France (Husson, 2018). Cette maladie létale est causée par le champignon ascomycète *Hymenoscyphus fraxineus*, originaire d'Asie de l'Est (Gross *et al.*, 2014). Détecté pour la première fois en 2008 en Haute-Saône, l'agent pathogène s'est progressivement propagé vers l'ouest et le sud jusqu'à son arrivée dans les Pyrénées en 2020 (Husson et Marçais, 2023). Les spores disséminées par le vent infectent les feuilles en été. L'agent pathogène s'y développe et progresse jusque dans les rameaux. La multiplicité des attaques dans le houppier provoque des mortalités de branches (figure 8.4). En hiver, *H. fraxineus*

survit dans les feuilles au sol dans la litière. Au printemps suivant, de petites fructifications appelées « apothécies » apparaissent sur les rachis de feuilles, qui émettent les spores infectieuses jusqu'en fin d'été (Marçais *et al.*, 2022).

Hormis les mortalités de rameaux et de branches, l'agent pathogène est capable de provoquer des nécroses au collet. Ces nécroses favorisent l'installation de l'armillaire, un agent pathogène opportuniste qui accélère la pourriture racinaire et la mortalité des arbres adultes. Après le châtaignier, le frêne commun est l'essence forestière la plus dégradée en France (IGN, 2024). Les frênes les plus impactés sont ceux situés en forêt, dans des peuplements denses et confinés (composés de plus de 20 % de frêne), peu âgés (petit bois et bois moyen) et sur sol humide. Le frêne commun était une essence en forte expansion jusque dans les années 2000 en raison de son caractère post-pionnier nomade et de l'augmentation de la surface forestière globale en France. Mais aujourd'hui, la surface est en régression, liée en grande partie à l'impact de la chalarose et à sa gestion. La part en volume total d'arbres morts et de chablis est de 9 %, et près de 30 % des frênes sur pied au niveau national présentent un houppier dégradé (IGN, 2024).

Les attaques pluriannuelles de la chalarose devraient conduire à réduire la part de frêne en ripisylve, comme c'est le cas en forêt. Certains sites riches en frêne, comme le Marais poitevin, se préparent déjà à une substitution d'essences dans les situations les plus atteintes (PNR du Marais poitevin, 2017). Cependant, les frênes situés hors forêt (ripisylves, haies, zones urbanisées, parcs et jardins) sont moins atteints par la chalarose qu'en forêt (Grosdidier *et al.*, 2020). Une étude menée entre 2014 et 2017 spécifiquement dans les ripisylves de la région Grand Est a révélé que 25 % des arbres étaient parfaitement indemnes de maladie, alors que ce taux était d'environ 5 % en forêt dans le même secteur géographique.

Deux principales raisons d'origine environnementale expliquent cette plus faible vulnérabilité des frênaies ripicoles à la chalarose. La première est le nombre de frênes par unité de surface. Une faible densité tend à diminuer la quantité de spores infectieuses produite au printemps à partir des rachis au sol, ce qui provoque moins de cas d'infection. La deuxième raison est d'ordre climatique. *H. fraxineus* se développe mal dans les feuilles du houppier lorsque la température dépasse 30 °C. Du fait de la structure du peuplement (alignement), la densité des frênes en ripisylve reste faible et le houppier est plus ensoleillé. Dès lors, les rameaux sont moins touchés, la mortalité de branches est plus faible et les nécroses au collet sont peu fréquentes (Grosdidier *et al.*, 2020). Cet environnement est propice à la rémission, c'est-à-dire que des frênes chalarosés peuvent retrouver un meilleur état sanitaire, notamment après les années où les températures estivales sont élevées. Par ailleurs, hormis la possible rémission, il existe au sein des populations européennes une part de frênes tolérants à la maladie. Cette tolérance est partiellement transmissible à la génération suivante, car elle est gouvernée génétiquement (McKinney *et al.*, 2011). Par conséquent, il est important de ne pas intervenir trop prématurément par coupe sanitaire et de laisser en place les frênes sains, peu ou moyennement dégradés. Cela demande une surveillance

renforcée pour suivre régulièrement l'évolution sanitaire des frênes et mettre en place les interventions sylvicoles adéquates. Enfin, le frêne oxyphylle est aussi très vulnérable à la chalarose et, de fait, ne peut pas être proposé comme essence de substitution au frêne commun. Il est toutefois préservé de la chalarose dans son aire naturelle, puisque le climat méridional est défavorable à la survie et à la croissance de l'agent pathogène.

Rouille du peuplier

Le peuplier noir (*Populus nigra*) est communément attaqué chaque année par la rouille causée par le champignon *Melampsora larici-populina* (Frey et Pinon, 2004). C'est une maladie foliaire et polycyclique en été, c'est-à-dire que les spores produites sont capables de réinfecter les feuilles tout au long de la saison de végétation. Le cycle biologique est complexe, avec 5 types de fructification et 2 hôtes. Au printemps, l'agent pathogène infecte les aiguilles de mélèze et produit des spores véhiculées à longue distance par le vent. En fin d'été, les feuilles de peuplier noir peuvent être recouvertes de pustules orangées appelées « urédies », provoquant une chute prématurée des feuilles (figure 8.5). Toutefois, l'impact de la maladie est faible sur le peuplier noir « sauvage » non cultivé : la rouille est indigène en Europe, et la coévolution de l'hôte et de son agent pathogène a mené à un équilibre entre les deux partenaires.

Aucune intervention de lutte (curative ou préventive) n'est nécessaire. La rouille peut par contre réduire la productivité de certains cultivars de peuplier, en particulier des cultivars issus de l'hybridation entre *P. nigra* et *P. deltoides* (euraméricains) ou entre *P. trichocarpa* et *P. deltoides* (interaméricains). C'est pourquoi la sensibilité à la rouille est un critère de sélection des cultivars mis sur le marché (Fabre *et al.*, 2021). Par conséquent, en cas de plantation de cultivars pour un reboisement, il convient de se renseigner sur leur sensibilité envers la rouille avant toute installation, ainsi qu'envers d'autres maladies ou ravageurs comme la brunissure (*Drepanopeziza brunnea*) ou le puceron lanigère (*Phloeomyzus passerinii*) (Ministère de l'Agriculture, de la Souveraineté alimentaire et de la Forêt, 2024). Deux autres espèces de *Melampsora*, *M. allii-populina* et *M. medusae*, peuvent attaquer le peuplier noir, mais de façon très anecdotique. Le peuplier blanc, le peuplier tremble et les saules sont aussi des essences hôtes de rouille à *Melampsora*, mais là encore avec des intensités d'attaques faibles et sans conséquence pour leur santé.

Maladie de la suie de l'érable

L'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) est sujet à la maladie de la suie causée par le champignon *Cryptostroma corticale*. Il s'agit d'un agent pathogène d'origine nord-américaine dont les premiers symptômes sont apparus en France dans les années 1950. Il est endophyte, c'est-à-dire qu'il survit dans le bois à l'état latent. Lors d'épisodes chauds et secs, les arbres sont affaiblis et l'agent pathogène se développe en provoquant des colorations brunes dans le bois et des décollements

d'écorces laissant apparaître des plages noires qui produisent des spores sous forme de poudre, d'où le nom de suie (figure 8.6). Il a été clairement montré que les épidémies de la maladie de la suie ont lieu après les années chaudes et sèches, comme les périodes 1989-1991, 2003, 2018-2020, conduisant à la mortalité de nombreux érables, y compris en bordure de rivières ou de canaux (Muller *et al.*, 2023).

Il est donc probable qu'avec le changement climatique ces épidémies soient de plus en plus fréquentes et menacent l'érable sycomore. Très peu de cas sont signalés sur érable plane (*Acer platanoides*) et érable champêtre (*A. campestre*). Dans les foyers de maladie, il est préconisé d'abattre les arbres présentant de la suie pour des raisons sécuritaires (chute d'arbres) et environnementales (pas de rémission possible). Comme *C. corticale* est un agent pathogène opportuniste agissant uniquement sur les arbres affaiblis, la lutte sera préventive et consistera à placer les arbres dans des conditions écologiques favorables pour les préserver au mieux d'aléas climatiques tels que sécheresse et chaleur, qui sont amenés à être de plus en plus fréquents.

Dépérissement du chêne pédonculé

Le chêne pédonculé (*Quercus robur*) est sujet à des dépérissements lors d'attaques répétées de divers agents pathogènes ou insectes ravageurs et d'aléas climatiques comme les sécheresses (Saintonge *et al.*, 2023). L'âge des arbres et l'engorgement temporaire du sol sont des facteurs qui prédisposent à un dépérissement. La succession de sécheresses, qui modifie le régime hydrique des arbres, est ensuite souvent le facteur déclenchant d'une dégradation de l'état sanitaire lorsqu'elles sont cumulées avec des attaques d'agents biotiques de défoliation. L'oïdium causé par *Erysiphe alphitoides* forme un feutrage blanc sur la face supérieure des feuilles, qui se nécrosent, se recroquevillent et enfin chutent prématurément.

Les chenilles d'insectes comme le bombyx disparate (*Lymantria dispar*) et la processionnaire du chêne (*Thaumetopoea processionea*) sont aussi de forts agents défoliateurs qui agissent au printemps et en début d'été. Le bupreste du chêne (*Coroebus florentinus*), quant à lui, provoque des dessèchements de rameaux et de branches qui affaiblissent surtout les jeunes individus. Enfin, le gel tardif peut anéantir la première pousse. Tous ces facteurs biotiques et abiotiques ne sont pas dommageables pour la santé des chênes lorsqu'ils interviennent séparément. Par contre, ils le deviennent si leurs effets sont cumulatifs. L'armillaire (*Armillaria* sp.), les agriles (*Agrilus* sp.), voire les scolytes du chêne (*Scolytus* sp.) agissent ensuite souvent comme facteurs aggravants, conduisant parfois à la mort des arbres.

Recommandations pour contrer les maladies dommageables en ripisylve

En listant les principales maladies qui affectent les arbres de la ripisylve, nous constatons que les introductions d'agents pathogènes exotiques et leurs invasions sur le territoire sont la cause majeure des dommages : graphiose de l'orme, chalarose du frêne, dépérissement de l'aulne, maladie de la suie de l'érable sycomore.



Figure 8.1. Aulnes dégradés ou morts (à gauche) par *Phytophthora × alni* en ripisylve (© DSF/Claude Husson).



Figure 8.2. Alignement de platanes morts et sains en ripisylve (© Francis Maire Arboriste Conseil/Francis Maire).



Figure 8.3. Flétrissement d'orme champêtre causé par la graphiose (© INRAE/Pascal Frey).



Figure 8.4. Alignement de frênes communs atteints par la chalarose (© DSF/Claude Husson).



Figure 8.5. Peuplier noir infecté par la rouille en bordure de la Durance (© INRAE/Pascal Frey).



Figure 8.6. Décollement d'écorces d'érable sycomore causé par la maladie de la suie (© DSF/Claude Husson).

Toutes ces essences sont à l'origine en bon équilibre avec le milieu ripicole. Ce sont l'entrée, puis l'établissement d'un bioagresseur exotique n'ayant pas coévolué avec un nouvel hôte qui provoquent la perturbation du milieu naturel, ici la ripisylve. Nous savons que les événements d'introduction augmentent de façon exponentielle en lien avec la mondialisation et les échanges commerciaux des marchandises (Santini *et al.*, 2013). Ces introductions sont souvent imprévisibles, et aucune essence ripicole n'est à l'abri. Par conséquent, il est nécessaire de renforcer les barrières pour limiter les invasions biologiques de bioagresseurs exotiques (Blackburn *et al.*, 2011). La première barrière est de réduire le transport de végétaux, de produits issus des végétaux et de sol provenant de pays tiers. Ces supports peuvent contenir des micro-organismes pathogènes, y compris sur des plantes ou des produits bois asymptomatiques. La deuxième est le contrôle des produits importés (application de la réglementation européenne sur les mesures sanitaires à l'importation, vérification de la qualité, analyse de tous produits suspects en laboratoire). La troisième est la surveillance du territoire pour relever les problèmes sanitaires et suivre leur évolution.

Enfin, il est aussi essentiel que la production de plantes en pépinières respecte les bonnes pratiques de qualité sanitaire. Les pépinières sont en effet des milieux propices à la contamination de plantes en raison du confinement, de la multiplicité des espèces végétales, du transit entre pépinières, des outils utilisés et des eaux d'irrigation, vecteurs d'agents pathogènes. Les zones de production intensive de plantes sont souvent une étape clé entre l'entrée d'un parasite exotique et son invasion vers le milieu naturel (Robin et Husson, 2018). Il est donc indispensable de veiller à la qualité sanitaire des plants, quelle que soit l'essence, avant tout chantier de renaturation des berges, pour éviter l'installation d'agents pathogènes dans le milieu naturel. Se pose ici la question de l'intérêt de la réintroduction des espèces les plus vulnérables à des maladies invasives connues : aulnes, ormes et frênes. Au titre de la diversification et du mélange, qui induisent une résistance plus durable aux agressions biotiques, il est envisageable de ne pas les exclure. Mais dans ce cas, il faut accepter un faible taux de réussite de plantation, notamment pour le frêne, ainsi qu'un risque de création de nouveaux foyers de maladie.

Dans le cas de l'aulne, une étude de traçabilité menée en Bavière montre que la grande majorité des foyers de maladie causée par *P. × alni* avaient pour origine des plantations d'aulnes. Après installation, les plants contaminés en pépinières ont disséminé l'agent pathogène en aval du cours d'eau (Jung et Blaschke, 2004). Cet exemple illustre aussi le fait que les milieux anthropisés sont les plus exposés aux risques sanitaires : l'état sanitaire est en général meilleur en amont des cours d'eau ou dans les vallées reculées car préservées de l'activité humaine. Par ailleurs, alors que les filières comme l'arboriculture, les JEV ou la forêt disposent de réseaux de surveillance sanitaire (*via* le Service régional de l'alimentation, la Fredon, le Département de la santé des forêts), ce n'est pas le cas pour les ripisylves. La détection précoce d'un nouvel organisme exotique est pourtant une condition cruciale pour éviter une invasion et une crise sanitaire (Branco *et al.*, 2023).

À mi-chemin entre la ripisylve et la zone anthropisée, l'exemple du chancre coloré du platane est révélateur du danger encouru par le milieu ripicole : un agent pathogène exotique et mortel dont l'impact est amplifié par la proximité d'un cours d'eau et la monospécificité du peuplement. Il est ainsi tout à fait envisageable qu'un bioagresseur encore inconnu et introduit cause de graves dommages dans les larges zones monospécifiques de Salicacées (peuplier noir ou saules) qui bordent de nombreux cours d'eau en France et qui sont jusqu'ici préservées de problèmes sanitaires majeurs. La diversité génétique intraspécifique dans les peuplements naturels peut freiner l'impact d'une maladie invasive. Mais l'exemple de la graphiose rappelle qu'aucune population d'arbres ne peut être à l'abri d'une crise majeure. Le déficit de surveillance sanitaire de la ripisylve met donc en danger tout un écosystème, et il serait opportun d'y remédier. Enfin, si cette contribution s'est intéressée aux problèmes sanitaires des arbres de la ripisylve (au sens strict), elle est extrapolable pour partie à la forêt alluviale, plus étendue dans le val.

Références bibliographiques

- Aguayo J., Adams G.C., Halkett F., Catal M., Husson C. *et al.*, 2013. Strong genetic differentiation between North American and European populations of *Phytophthora alni* subsp. *uniformis*. *Phytopathology*, 103, 190-199. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-05-12-0116-R>
- Aguayo J., Elegbede F., Husson C., Saintonge F.X., Marçais B., 2014. Modeling climate impact on an emerging disease, the *Phytophthora alni*-induced alder decline. *Global Change Biology*, 20, 3209-3221. <https://doi.org/10.1111/gcb.12601>
- Anses, 2024. *Stratégies de lutte vis-à-vis du chancre coloré du platane (Ceratocystis platani)*. Saisine 2020-SA-0073, Maisons-Alfort, Anses, 124 p.
- Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P. *et al.*, 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Branco S., Douma J.C., Brockerhoff E.G., Gomez-Gallego M., Marçais B. *et al.*, 2023. Eradication programs against non-native pests and pathogens of woody plants in Europe: which factors influence their success or failure? *NeoBiota*, 84, 281-317. <https://doi.org/10.3897/neobiota.84.95687>
- Brasier C.M., Rose J., Gibbs J.N., 1995. An unusual *Phytophthora* associated with widespread alder mortality in Great Britain. *Plant Pathology*, 44, 999-1007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1995.tb02658.x>
- Engelbrecht C.J.B., Harrington T.C., Steimel J., Capretti P., 2004. Genetic variation in eastern North American and putatively introduced populations of *Ceratocystis fimbriata* f. *platani*. *Molecular Ecology*, 13, 2995-3005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02312.x>
- Erwin D.C., Ribeiro O.K., 1996. *Phytophthora Diseases Worldwide*, St. Paul, Minnesota, APS Press, 562 p.
- Fabre B., Bastien C., Husson C., Marçais B., Frey P. *et al.*, 2021. Un effet papillon dans les peupleraies françaises : les répercussions d'un contournement de résistance sur les méthodes de sélection variétale. In : *L'Immunité des plantes. Pour des cultures résistantes aux maladies* (C. Lannou, D. Roby, V. Ravigné, M. Hannachi, B. Moury, coord.), Versailles, éditions Quæ, 329-339.
- Frey P., Pinon J., 2004. La rouille du peuplier : un pathosystème modèle. *Biofutur*, 247, 24-32.
- Gibbs J., Van Dijk C., Webber J., 2003. *Phytophthora* disease of alder in Europe. *Forestry Commission Bulletin*, 126, 82 p.

- Grosdidier M., Scordia T., Ioos R., Marçais B., 2020. Landscape epidemiology of ash dieback. *Journal of Ecology*, 108, 1789-1799. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13383>
- Gross A., Hosoya T., Queloz V., 2014. Population structure of the invasive forest pathogen *Hymenoscyphus pseudoalbidus*. *Molecular Ecology*, 23, 2943-2960. <https://doi.org/10.1111/mec.12792>
- Husson C., 2018. L'émergence de la charlarose en France. *Revue forestière française*, 70 (6), 613-620. <https://doi.org/10.4267/2042/70311>
- Husson C., Marçais B., 2023. La charlarose du frêne, une maladie destructrice et instructive. *Phytoma*, 767, 14-17.
- Husson C., Aguayo J., Revellin C., Frey P., Ioos R. *et al.*, 2015. Evidence for homoploid speciation in *Phytophthora alni* supports taxonomic reclassification in this species complex. *Fungal Genetics and Biology*, 77, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.fgb.2015.02.013>
- IGN, 2024. *Inventaire forestier national. Memento*, édition 2024, Saint-Mandé, IGN, 72 p.
- Jung T., Blaschke M., 2004. Phytophthora root and collar rot of alders in Bavaria: distribution, modes of spread and possible management strategies. *Plant Pathology*, 53, 197-208. <https://doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.00957.x>
- Marçais B., Husson C., 2013. Phytophthora on *Alnus* spp. *JKI Data Sheets. Plant Diseases and Diagnosis*, 79, 13 p. <https://doi.org/10.5073/jkidsd.2013.079>
- Marçais B., Kosawang C., Laubray S., Kjær E., Kirisits T., 2022. Ash Dieback. In: *Forest Microbiology. Forest Tree Health* (F. Asiegbu, A. Kowalchuk, eds), 2, 215-238. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85042-1.00022-7>
- McKinney L.V., Nielsen L.R., Hansen J.K., Kjaer E.D., 2011. Presence of natural genetic resistance in *Fraxinus excelsior* (Oleaceae) to *Chalara fraxinea* (Ascomycota): an emerging infectious disease. *Heredity*, 106, 788-797. <https://doi.org/10.1038/hdy.2010.119>
- Ministère de l'Agriculture, de la Souveraineté alimentaire et de la Forêt, 2024. Graines et plants forestiers : conseils d'utilisation des ressources génétiques forestières. Peupliers cultivés (septembre 2024), 9 p. <https://agriculture.gouv.fr/graines-et-plants-forestiers-conseils-dutilisation-des-ressources-genetiques-forestieres>
- Muller E., Dvořák M., Marçais B., Caeiro E., Clot B. *et al.*, 2023. Conditions of emergence of the Sooty Bark Disease and aerobiology of *Cryptostroma corticale* in Europe. *NeoBiota*, 84, 319-347. <https://doi.org/10.3897/neobiota.84.90549>
- Piou D., Benest F., Collin E., 2018. Est-il possible de tirer des enseignements des introductions anciennes d'agents pathogènes? L'exemple de la graphiose de l'orme. *Revue forestière française*, 70 (6), 621-637. <https://doi.org/10.4267/2042/70312>
- Pinon J., 1993. La graphiose de l'orme. *Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 7, 60 p.
- Pinon J., 2023. Le retour des Ormes dans les villes françaises. *Revue forestière française*, 74 (3), 347-358. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2023.7686>
- Pinon J., Cadic A., 2007. Les Ormes résistants à la graphiose. *Forêt-Entreprise*, 175, 37-41.
- Pinon J., Feugey L., 1994. La graphiose de l'orme : une maladie dévastatrice à causes bien identifiées. *Revue forestière française*, 46 (5), 422-430. <https://doi.org/10.4267/2042/26566>
- Pinon J., Husson C., Colin E., 2005. Susceptibility of native French elm clones to *Ophiostoma novo-ulmi*. *Annals of Forest Science*, 62, 689-696. <https://doi.org/10.1051/forest:2005066>
- Plante & Cité et MAA, 2018. *Chancre coloré du platane. Guide de bonnes pratiques pour la lutte*, 53 p.
- PNR du Marais poitevin, 2017. Quelles essences planter pour renouveler nos arbres têtards et la trame arborée du marais, 2 p.
- Robin C., Desprez-Loustau M.L., 2018. Émergences de maladies chez les arbres forestiers : définitions, concepts et recommandations. *Revue forestière française*, 70 (6), 569-577. <https://doi.org/10.4267/2042/70305>

- Robin C., Husson C., 2018. Pourquoi et comment contrôler les maladies des arbres forestiers en pépinières. *Revue forestière française*, 70 (6), 683-690. <https://doi.org/10.4267/2042/70323>
- Saintonge F.X., Nageleisen L.M., Boutte B., Goudet M., Husson C. *et al.*, 2023. *La Santé des forêts. Diagnostic, prévention et gestion*, Paris, édition CNPF-IDE, 639 p.
- Santini A., Ghelardini L., De Pace C., Desprez-Loustau M.L., Capretti P. *et al.*, 2013. Biogeographic patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. *New Phytologist*, 197, 238-250. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04364.x>
- Streito J.C., Legrand P., Tabary F., Jarnouen de Villartay G., 2002. *Phytophthora* disease of alder (*Alnus glutinosa*) in France: investigations between 1995 and 1999. *Forest Pathology*, 32, 179-191. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00282.x>

9

Ressources génétiques forestières en forêt alluviale

Aurore Desgroux, Noémie Roynette, Marc Villar

La diversité génétique est une composante clé de la biodiversité : la survie et l'adaptation des espèces en dépendent. Ces espèces sont elles-mêmes garantes du bon état de conservation des habitats en constituant les communautés biologiques qui les composent. Nous avons vu dans les chapitres précédents que les espèces forestières de la ripisylve peuvent être sensibles à des problèmes sanitaires et perturbées par des modifications des habitats riverains. Les gestionnaires de ces habitats particuliers sont donc susceptibles de procéder à des renforcements de populations par des plantations. Ce chapitre a pour objectif de donner des bases à ces gestionnaires pour prendre en compte la diversité spécifique et intraspécifique de ces ressources génétiques dans ces boisements, et de préciser la réglementation en vigueur d'utilisation de certaines espèces de la ripisylve en plantation.

Pourquoi s'intéresser aux ressources génétiques forestières et à leur diversité ? Définition et intérêts

Lorsque l'on parle de ressources génétiques forestières (RGF), il est question du patrimoine génétique des arbres forestiers et de leur diversité génétique non seulement entre espèces, mais également au sein même de chaque espèce, entre différents peuplements et même entre individus (figure 9.1).

La plupart du temps, la diversité génétique entre espèces saute aux yeux : on reconnaît les espèces en les observant. La diversité génétique au sein des espèces (intraspécifique) est aussi très importante : ainsi, certaines espèces se retrouvent depuis les régions boréales jusqu'aux régions méditerranéennes avec une grande diversité génétique adaptative entre ces différentes origines géographiques. Elle peut être visible, par la présence de caractéristiques morphologiques différentes (ex. : forme des feuilles, des fruits, floraison ; figure 9.2), ou invisible à l'œil nu, et nécessiter une analyse approfondie (ex. : différence de taille des arbres, des racines, résistance à une maladie, impact sur la physiologie de l'organisme ; ONF, 2004).

Variabilité génétique

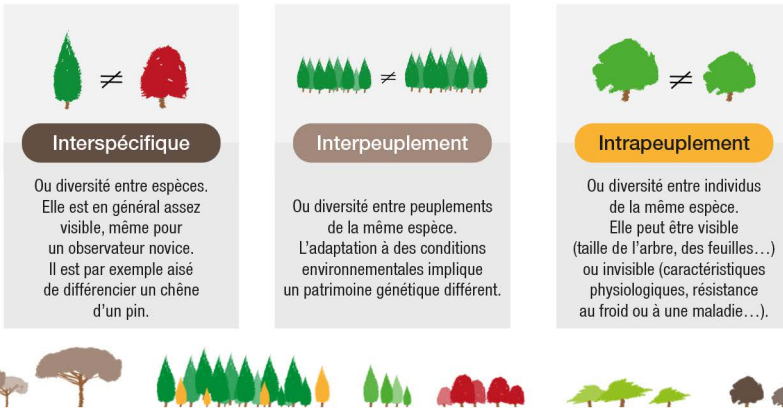


Figure 9.1. Illustration de la variabilité génétique des arbres forestiers (© Noémie Roynette).



Figure 9.2. Diversité génétique intraspécifique au sein d'une population naturelle de peuplier noir en bord de Garonne. Variabilité de la forme du tronc (rectitude, présence de broussins) (© Marc Villar).

C'est la diversité génétique qui donne leurs multiples valeurs aux RGF : valeurs écologiques pour le bon fonctionnement des écosystèmes forestiers et leur biodiversité, valeurs économiques tirées directement ou indirectement du fonctionnement de l'écosystème, valeurs patrimoniales liées aux spécificités locales des RGF, valeurs d'option pour l'adaptation à des conditions futures incertaines, etc.

Au fil des générations d'arbres, les caractéristiques génétiques des forêts se trouvent modifiées par des mécanismes naturels (ex. : mutations, sélection naturelle, dispersion de pollen ou de graines venant d'autres populations, hybridation naturelle entre espèces), par des interventions humaines directes (sélection, sylviculture, croisements contrôlés, transplantations), par des effets indirects de pratiques humaines (ex. : changement climatique, changement d'usage des sols, transports mondialisés) et par la combinaison de ces mécanismes naturels et anthropiques. Ainsi, la diversité génétique au sein des espèces est en perpétuelle évolution.

Le fait que tous les arbres n'aient pas strictement le même patrimoine génétique donne à la forêt une certaine flexibilité et une robustesse face aux aléas. En revanche, si une population n'était composée que d'individus identiques (copies végétatives ou clones), la confrontation à des conditions qui dépasseraient ses limites adaptatives conduirait à la mort de la population. Dans un contexte environnemental changeant, la diversité génétique est donc indispensable pour pouvoir s'adapter. Cette diversité constitue le « carburant » pour que la sélection naturelle puisse opérer, et ainsi être source d'adaptation.

Programmes de conservation des RGF

La conservation des RGF en France : pourquoi et comment ?

Enjeux de la conservation des RGF

La conservation de la diversité génétique constitue un enjeu majeur pour l'adaptation des forêts aux changements globaux. Pour que la capacité d'adaptation soit durable, il faut conserver la diversité génétique sur le long terme. Le mécanisme de la reproduction sexuée permet le maintien d'une diversité génétique. Lors de la reproduction, les descendants des individus sélectionnés sont « semblables » à leurs géniteurs, mais ne sont pas strictement identiques.

Bien qu'il soit difficile à prédire tant par sa nature que par sa vitesse d'apparition, le phénomène d'évolution génétique peut être relativement rapide, comme nous le montrent certains des exemples historiques d'adaptations évolutives fortes en une ou deux générations seulement. Par exemple, des ressources génétiques de pin maritime d'origine landaise transplantées dans le Massif central ont évolué vers plus de résistance au froid en une génération. Ou bien encore, les ressources génétiques de chêne rouge d'Amérique introduites en Europe ont vu leur cycle de développement évoluer après quelques générations.

Gérer les ressources génétiques est donc primordial pour à la fois satisfaire les besoins économiques (production de bois) et conserver les différents patrimoines génétiques existants, mais également pour favoriser une dynamique d'adaptation tout en garantissant la diversité génétique sur le long terme (ONF, 2012).

La conservation des RGF a donc un triple objectif, on la qualifie de « conservation dynamique » :

- conserver la diversité génétique globale des espèces concernées, généralement dans de grandes populations au cœur de l'aire de distribution, ainsi que certaines caractéristiques spécifiques particulières d'intérêt dans des populations marginales ;
- ne pas entraver, voire même favoriser la dynamique évolutive des populations pour faire face aux changements permanents du contexte environnemental, climatique ou parasitaire ;
- assurer le maintien à long terme d'un niveau élevé de diversité génétique dans les populations conservées.

Il s'agit ici d'objectifs opérationnels aux répercussions techniques plus ou moins importantes : dans les dispositifs de conservation dynamique des RGF, la gestion sylvicole n'est pas proscrite *a priori*, mais elle doit s'assurer que les objectifs de conservation sont atteints.

Un autre objectif, non moins primordial, est d'ordre cognitif : faire prendre conscience de l'importance de la préservation des RGF au grand public et aux différentes parties prenantes, et ce d'autant plus que la diversité génétique ne se voit pas forcément sur place.

Les espèces concernées par le programme de conservation des RGF peuvent être des espèces rares ou disséminées, mais ce sont aussi souvent des espèces courantes présentant un intérêt écologique ou économique, dont la diversité génétique est menacée par une raréfaction des habitats spécifiques, par des effets du changement climatique ou des parasites émergents, par une surexploitation, par des pratiques de gestion inadéquates, ou par toute combinaison de ces différentes menaces (encadré 9.1).

Encadré 9.1. Historique de la conservation des RGF en France

1985. Début des travaux sur la conservation des RGF en France.

1990. Résolution de Strasbourg, à la 1^{re} Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe (Forest Europe), sur la conservation des RGF en Europe.

1991. Création de la Commission française des ressources génétiques forestières (CRGF) pour la mise en œuvre de la conservation des RGF en France.

1994. Création des premières unités conservatoires (UC) *in situ*.

2016. Congrès mondial de la nature à Hawaï, avec l'adoption à l'unanimité d'une motion ayant pour objectif d'« intégrer la diversité génétique forestière autochtone aux objectifs de conservation des aires protégées ».

2024. Lancement des peuplements forestiers d'intérêt pour la diversité génétique (PFIG) en complément des dispositifs déjà existants pour élargir le nombre d'espèces concernées par la conservation.

Dispositifs de conservation des RGF en France

- *Les réseaux nationaux d'unités conservatoires (UC) in situ.* Les UC sont des zones forestières, le plus souvent publiques, ayant un objectif assigné de conservation de la diversité génétique et dont la gestion est soumise à une charte de gestion signée par les propriétaires, les gestionnaires et la CRGF⁹.

Ainsi, pour chaque espèce faisant l'objet d'un programme national de conservation *in situ* des ressources génétiques, un échantillon de populations représentant l'essentiel de la variabilité génétique de l'espèce est sélectionné, sans pour autant soustraire ces populations aux contraintes du milieu, qui vont garantir leur évolution dans le temps. Une UC se compose de deux parties distinctes : une zone centrale, appelée « noyau de conservation », entourée à sa périphérie d'une zone tampon. La surface de l'UC doit être suffisamment importante et

⁹ Commission des ressources génétiques forestières : <https://crgf.efno.fr/>

compacte pour limiter la proportion de pollen en provenance d'autres RGF de la même espèce. Le noyau de l'UC doit comporter un nombre suffisant d'individus reproducteurs de l'espèce ciblée pour assurer la conservation de la diversité génétique du peuplement au fil des générations :

- plus de 500 reproducteurs : conservation de la diversité génétique globale dans de grandes populations ;
- plus de 50 reproducteurs : conservation des traits adaptatifs et/ou de phénotypes spécifiques dans une population marginale ou disséminée de petite taille ;
- plus de 15 reproducteurs : conservation d'espèces rares ou menacées, dans de très petites populations.

Chaque réseau est coordonné par un animateur désigné par la CRGF. Il est chargé d'informer le gestionnaire de chaque UC des avancées de la recherche concernant l'espèce cible (conseil scientifique et technique), d'identifier avec le gestionnaire et le propriétaire d'éventuelles difficultés dans la mise en œuvre de la charte de gestion, et de rendre compte à la CRGF de l'évolution et de la gestion du réseau dont il a la charge.

Les UC sont des dispositifs assez compliqués à mettre en place. Pour étendre les réseaux de conservation à davantage d'espèces, un second dispositif *in situ* a été récemment mis en place, il s'agit des PfiG.

- *Les peuplements forestiers d'intérêt pour les RGF in situ (PfiG)*. Ce second dispositif *in situ* a été récemment mis en place (2024) pour étendre la stratégie nationale de conservation des RGF à de nouvelles espèces, en se limitant ici à un objectif local (source : CRGF, voir note 9). Ce dispositif se veut plus économe quant aux procédures et aux suivis que le système actuel de protection par UC. Par sa souplesse, cette méthode pourrait inclure des peuplements dont des processus de création de diversité génétique sont en cours (ex. : hybridation).

- *Les collections nationales dynamiques ex situ*. Ces collections sont utilisées lorsque le maintien d'une population suffisamment grande est difficile *in situ* (ex. : à cause d'une crise sanitaire, de la destruction de l'habitat, d'une répartition clairsemée ou de la rareté de l'espèce) (source : CRGF, voir note 9). Des copies clonales sont réalisées ou des graines sont prélevées sur des arbres dans leur environnement naturel, en veillant à ce qu'ils soient représentatifs de la diversité génétique de l'espèce.

Les archives clonales sont conservées en pépinières, dans des *arboreta*, ou *in vitro* dans des cryobanques. Aucune reproduction sexuée n'intervient, la diversité génétique y est donc statique.

- *Les populations dynamiques ex situ*. Plus rarement utilisées, les populations dynamiques *ex situ* sont des collections de matériels génétiques variés d'une même espèce qui vont être plantées pour créer une nouvelle population *ex situ*, au sein de laquelle la reproduction sexuée engendrera au fil des générations une nouvelle diversité génétique, présentant ainsi de nouvelles adaptations locales (source : CRGF, voir note 9).

Cas particulier des ripisylves et des espèces concernées

Conservation des RGF en ripisylve : spécificités et enjeux

Les UC en ripisylve sont des cas particuliers à plusieurs titres :

- ce sont des peuplements forestiers localisés de part et d'autre d'un cours d'eau et soumis à sa dynamique géomorphologique, ce qui peut provoquer des modifications de leur habitat (voir chapitre 5) ;
- le régime de propriété est parfois complexe (mélange de domaines fluviaux, zones cadastrales privées et publiques morcelées, petits boisements) ;
- la gestion forestière à proprement parler est le plus souvent inexistante, et il peut être complexe d'assurer un suivi sur le long terme et de surveiller la régénération naturelle de certains peuplements ;
- du fait du contexte particulier, les UC en ripisylve n'ont pas de distinction noyau/zone tampon ;
- en plus d'être disséminées par le vent, les graines de ces espèces peuvent être aussi transportées par le cours d'eau, pouvant engendrer la création de métapopulations, formées de populations pouvant être éloignées géographiquement mais très proches génétiquement ;
- certaines espèces fluviales ont une forte capacité naturelle à se bouturer (ex. : peuplier noir) pour assurer la propagation de l'espèce. Cela peut engendrer la formation de taches clonales le long d'un cours d'eau où en réalité de nombreux arbres peuvent être des clones par bouturage de quelques arbres mères.

Presque toutes les essences du tableau 9.1 sont inscrites sur la liste des priorités européennes (Euforgen¹⁰) et sont d'intérêt pour la conservation de leur diversité génétique.

Actuellement, seules trois essences directement liées à la ripisylve font l'objet de dispositifs de conservation en France (sur 13 essences au total), décrites dans la suite de ce chapitre : le peuplier noir, l'orme lisse et l'orme de montagne.

Des réflexions sont en cours sur d'autres espèces comme le frêne commun ou le chêne pédonculé. Pour toutes les autres essences de la ripisylve, les connaissances disponibles sur les RGF sont rares et il n'y a pas de programme spécifique actuellement, mais il sera possible à l'avenir d'inscrire des peuplements pour la conservation *via* le dispositif des PflG. Ceci étant, même si elles ne sont pas comptabilisées en tant que telles, les actions visant à préserver les ripisylves et les écosystèmes forestiers participent indirectement à la conservation des RGF par la conservation des habitats.

Peuplier noir

Le peuplier noir (*Populus nigra*) suscite de nouveaux intérêts du fait de ses atouts écologiques en ripisylve et fait l'objet d'un programme national de conservation des ressources génétiques, initié dès 1991. Ce programme est justifié par deux

¹⁰ European Forest Genetic Resources Programme. <https://www.euforgen.org/>

Tableau 9.1. Récapitulatif des principales essences de la ripisylve et spécificités de réglementation.

Essence Nom commun (<i>nom latin</i>)	Essence réglementée par le Code forestier	Essence avec programme de conservation RGF spécifique en France	Essence sur la liste d'intérêt d'Euforgen*
Aulnes (<i>Alnus glutinosa</i> , <i>A. cordata</i> , <i>A. incana</i>)	✓		✓
Chêne pédonculé (<i>Quercus robur</i>)	✓		✓
Chêne pubescent (<i>Quercus pubescens</i>)	✓		✓
Chêne sessile (<i>Quercus petraea</i>)	✓	✓	✓
Érables (<i>Acer campestre</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>A. pseudoplatanus</i>)	✓		✓
Frêne commun (<i>Fraxinus excelsior</i>)	✓		✓
Frêne oxyphylle (<i>Fraxinus angustifolia</i>)	✓		✓
Ormes (<i>Ulmus minor</i> , <i>U. laevis</i> , <i>U. glabra</i>)		✓	✓
Peuplier blanc (<i>Populus alba</i>)			✓
Peupliers cultivés (<i>Populus</i> spp.)	✓		
Peuplier grisard (<i>Populus</i> × <i>canescens</i>)			
Peuplier noir (<i>Populus nigra</i>)	✓	✓	✓
Peuplier tremble (<i>Populus tremula</i>)			✓
Saules (<i>Salix</i> spp.)			<i>S. alba</i> , <i>S. caprea</i>
Tilleuls (<i>Tilia cordata</i> , <i>T. platyphyllos</i>)	✓		✓

* Programme européen pour la conservation et l'utilisation durable des RGF en Europe (liste complète sur le site internet d'Euforgen, voir note 10).

principales raisons : la menace sur son habitat (la ripisylve) et un risque de perte de diversité au sein de l'espèce suite à des pollinisations croisées avec le cultivar ornemental *Populus nigra* var. *italica* et avec les peupliers hybrides de production (principalement les cultivars euraméricains de formule *Populus deltoides* × *P. nigra*). L'étude ADN par de nombreux marqueurs moléculaires neutres (microsatellites, *Single Nucleotide Polymorphisms*, ou SNP) a permis d'avoir une meilleure estimation des taux d'introgression par les cultivars ornementaux et de production. Le risque est très dépendant du contexte local (ex. : proximité, nombre et types de cultivars impliqués, conditions météorologiques, synchronisation de la floraison), mais en moyenne ce taux d'introgression reste limité à quelques pour cent (Villar et Forestier, 2017).

La base du programme de conservation est d'estimer la diversité génétique au sein de cette espèce : celle-ci a été évaluée depuis plus de vingt ans sur 2 000 individus de 60 populations naturelles par des observations *in situ* (floraison), par l'étude de caractères adaptatifs mesurés dans des dispositifs expérimentaux de

pépinière et par l'étude du polymorphisme de l'ADN foliaire. Les premiers résultats ont démontré une structuration génétique par bassin riverain en France (Faivre Rampant *et al.*, 2016), mais également au sein de différents pays européens (Faivre Rampant *et al.*, 2016 ; Milesi *et al.*, 2024). Les résultats ont permis de créer six UC sur trois bassins riverains (Loire, Rhône et Adour-Garonne). En France, les résultats ont permis de créer des populeturns conservatoires installés avec le concours du Pôle national de conservation des ressources génétiques de l'ONF de Guémené-Penfao (Loire-Atlantique). Ce programme a également été valorisé par la création de six variétés (en mélange clonal) couvrant la totalité des bassins hydrographiques français. Enfin, un travail de recherche est en cours pour constituer une collection nationale représentative de la variabilité génétique actuelle, en combinant les données écologiques des populations d'origine, les données phénotypiques acquises et les récentes données moléculaires.

Encadré 9.2. Réglementation française d'utilisation des MFR

Sous réserve d'autres contraintes liées à d'autres réglementations, les informations ci-dessous s'appliquent uniquement pour (figure 9.3) :

- les plantations forestières en forêts publiques ;
- les plantations forestières subventionnées par des fonds publics.

Le cahier des charges pour le financement de plantations non forestières (ex. : haies ou agroforesterie en région) ou *via* des fonds privés (ex. : fonds Plantons pour l'avenir) peut tout de même exiger le respect de la réglementation MFR, qui est un référentiel reconnu sur la bonne utilisation des RGF. En dehors de ces cadres, le respect des conseils d'utilisation reste fortement recommandé.

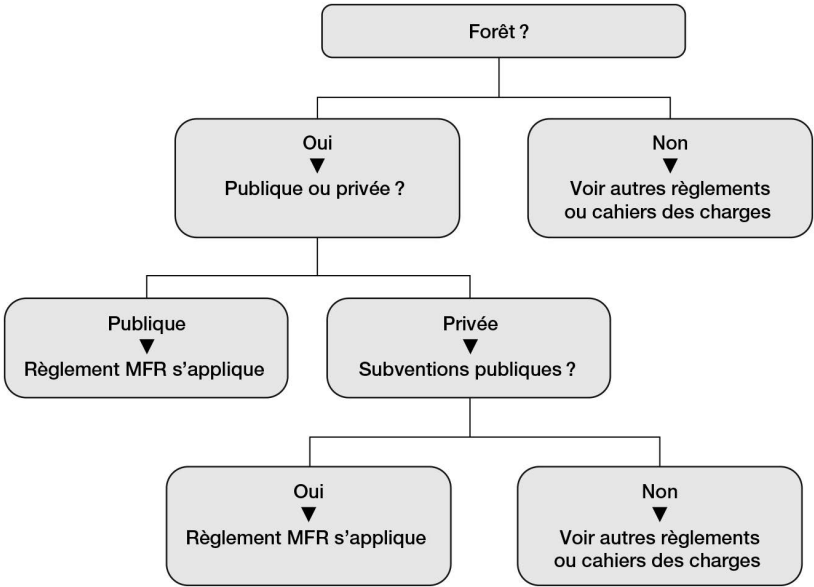


Figure 9.3. Logigramme pour savoir si la réglementation MFR s'applique sur la zone considérée.

Ormes

En France, on dénombre trois essences d'ormes indigènes : l'orme champêtre (*Ulmus minor*), l'orme lisse (*U. laevis*) et l'orme de montagne (*U. glabra*). En ripisylve, on trouvera plus volontiers de l'orme lisse en plaine (<400 m) et de l'orme de montagne en altitude (>400 m) : cependant, on y retrouve également l'orme champêtre en mélange.

Chaque espèce présente une sensibilité à des aléas différents. L'orme champêtre et l'orme de montagne sont plus menacés par la graphiose (voir chapitre 8), tandis que l'orme lisse et de montagne le sont par la disparition des habitats et le changement climatique. Les trois espèces sont soumises à la dérive génétique (pertes de gènes) et à la consanguinité du fait de populations très fragmentées, ce qui limite leurs échanges de gènes.

En France, un programme de conservation des RGF de ces trois essences a été initié dans les années 1990 (Collin *et al.*, 2017). Des prélèvements et des analyses génétiques ont eu lieu afin de définir leur structuration génétique et proposer des modes de conservation pour chacune. Suite à ces études, plusieurs actions de conservation des RGF ont été mises en place :

- mise en place de deux UC d'orme lisse avec des compositions génétiques très distinctes (sur la Garonne et sur l'Allier) ;
- mise en place d'une UC d'orme de montagne dans les Pyrénées ;
- mise en place d'une collection nationale *ex situ* d'environ 400 clones des trois essences dans un conservatoire.

Cadre réglementaire d'utilisation des ressources génétiques : différents cas possibles

Généralités sur la réglementation relative à la récolte et à la commercialisation des matériels forestiers de reproduction

Note : les réglementations européennes et françaises étant dynamiques, le site internet du ministère de l'Agriculture, de la Souveraineté alimentaire et de la Forêt (Masaf¹¹) reste la référence pour la réglementation en vigueur (encadré 9.2).

On entend par « matériel forestier de reproduction » (MFR) tout matériel utilisé pour la plantation forestière (graines, plants, parties de plantes). La directive européenne n° 1999/105/CE donne des orientations, des définitions et un langage commun pour les pays membres, chacun ayant la charge de transposer la directive en réglementation nationale. Cette directive régit la récolte et l'utilisation d'une liste d'espèces définie à l'échelle européenne (constituée actuellement de 48 espèces). Chaque pays peut ajouter à la liste autant d'espèces

¹¹ Graines et plants forestiers : conseils d'utilisation des ressources génétiques forestières. Masaf. <https://agriculture.gouv.fr/graines-et-plants-forestiers-conseils-dutilisation-des-ressources-genetiques-forestieres>

d'intérêt pour la sylviculture que souhaité. Ainsi, la France a décidé de réglementer la récolte et le commerce des MFR de 66 espèces d'intérêt sylvicole (au 1^{er} novembre 2024).

La directive a pour objectifs principaux de garantir à l'utilisateur final, au moyen d'une chaîne de traçabilité réglementaire, la provenance des MFR qu'il utilise, et de l'informer sur le niveau de connaissance des qualités génétiques et extérieures (vigueur, forme, etc.) de ces MFR. Elle s'applique aux matériels de reproduction (plants, parties de plantes, semences) des essences forestières produits pour la commercialisation, à l'exception des matériels dont il est prouvé qu'ils sont destinés à l'exportation vers des pays tiers (art. L. 153-1 du Code forestier). Elle stipule que pour toute plantation forestière, en forêt publique ou subventionnée par des fonds publics, de matériels de reproduction appartenant à l'une des essences réglementées, seuls les matériels conformes à la réglementation MFR sont autorisés.

Les matériels de base, sources de MFR, peuvent être :

- une source de graines, c'est-à-dire un ensemble d'arbres, non délimité de façon précise, situé dans une zone de récolte déterminée correspondant à une région de provenance unique ;
- un peuplement porte-graines, c'est-à-dire une population délimitée d'arbres dont la composition est suffisamment uniforme ;
- un verger à graines, c'est-à-dire une plantation de clones ou de familles sélectionnés, isolée et gérée de manière à produire régulièrement et en quantité des semences aisément récoltables ;
- un clone, c'est-à-dire un groupe d'individus (ramets) issus à l'origine d'un individu unique (ortet) par multiplication végétative (bouturage, greffe, etc.).

La réglementation n'autorise la récolte de graines destinées à des fins forestières que sur les matériels de base (peuplements forestiers, vergers à graines, parcs à clones) inscrits au registre national. Ce registre, actualisé deux fois par an, est téléchargeable sur le site internet du Masaf¹².

La directive européenne 1999/105/CE définit la région de provenance pour une espèce donnée comme « une zone géographique régie par des conditions écologiques suffisamment uniformes dans lesquelles des peuplements ou des sources de graines présentent des caractéristiques phénotypiques ou génétiques similaires ». En France, le croisement de critères climatiques, géologiques, pédologiques et écologiques a conduit à la délimitation de huit grandes régions servant de base à la création des régions de provenance propres à chaque essence.

Chaque essence réglementée fait l'objet d'une fiche conseil d'utilisation des MFR disponible à la consultation sur le site du Masaf (voir note 12). Chaque fiche comporte les caractéristiques générales de l'espèce, une description des matériels de base disponibles, et les conseils d'utilisation.

¹² Fournisseurs, espèces réglementées, provenances et matériels de base forestiers. Masaf. <https://agriculture.gouv.fr/fournisseurs-especes-reglementees-provenances-et-materiels-de-base-forestiers>

Réglementation des essences de ripisylve et règles d'utilisation en plantation : comment bien choisir sa provenance ?

Les essences de ripisylve réglementées par le Code forestier

Le tableau 9.1 en fait la mention. Parmi celles-ci, les plus emblématiques de la ripisylve sont le peuplier noir, le peuplier cultivé, les aulnes, le frêne commun et le chêne pédonculé. Pour chaque projet de plantation d'essence réglementée, il convient de se reporter aux fiches conseil d'utilisation après un diagnostic stationnel pour définir la provenance la plus appropriée à la plantation.

Les peupliers cultivés bénéficient d'une liste complète de cultivars accessibles sur le marché français, avec des conseils d'utilisation en fonction des conditions de station. Compte tenu du caractère monoclonal de la majorité des MFR de peuplier cultivé, il est fortement recommandé de diversifier les clones au sein d'un même massif de production (voir chapitre 14).

L'aulne glutineux est décrit avec quatre régions de provenance qui ont été établies sur des critères biogéographiques, la différenciation génétique entre populations n'étant pas structurée géographiquement (AGL130 Ouest, AGL700 Région méditerranéenne, AGL800 Corse et AGL901 Nord-est et montagnes).

L'aulne à feuilles en cœur est décrit avec deux régions de provenance : ACO800 Corse (zone d'autochtonie de l'espèce) et ACO901 France hors Corse (peuplements issus très majoritairement d'introduction de matériels italiens).

Le frêne oxyphyllé est décrit avec deux régions de provenance : FAN700 Région méditerranéenne et FAN800 Corse. L'utilisation du frêne oxyphyllé est conseillée uniquement en Corse en basse altitude (< 300 m).

Le frêne commun est décrit avec neuf régions de provenance qui ont été établies sur des critères biogéographiques, la différenciation génétique entre populations n'étant pas structurée géographiquement. Les plantations de frêne commun sont fortement déconseillées compte tenu de l'évolution de la chalarose. Cependant, il est conseillé de repérer et de conserver les individus peu dépérissants dans un but de conservation et de régénération naturelle des individus potentiellement tolérants (voir chapitre 8).

Les conseils d'utilisation du chêne pédonculé, des érables et des tilleuls s'adressent plutôt à des plantations en forêts de production et ne sont pas spécifiques aux zones rivulaires. Cependant, pour une bonne concordance avec les conditions stationnelles (climat et sol), il est recommandé de s'y référer. L'encadré 9.3 fait un focus sur le peuplier noir.

Enfin, parmi les 3 principales espèces exotiques envahissantes (EEE) de la ripisylve (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima* et *Robinia pseudoacacia*), seul le robinier (EEE dans certaines régions) est réglementé.

Encadré 9.3. Focus sur le peuplier noir

Avant 2009, le principal peuplier noir disponible chez les pépiniéristes était le peuplier d'Italie (*Populus nigra* var. *italica*), qui est un cultivar ornemental monoclinal. Plus récemment, une demande de diversification au sein de cette espèce s'est amplifiée, et plusieurs variétés de peuplier noir ont été progressivement homologuées à partir de février 2009. Ces variétés présentent deux particularités : elles sont bassin-spécifiques et se déclinent en six variétés, Seine, Loire, Garonne, Rhin, Rhône-Saône et Rhône-Méditerranée ; ce sont des variétés en mélange de clones (VMC), qui comprennent un mélange de 25 clones représentatifs de la diversité de l'espèce au niveau de chaque bassin hydrographique français. Les sélections de ces 25 individus par variété ont été réalisées à partir des données du programme de conservation obtenues *in situ* (floraison), mesurées sur des caractères adaptatifs dans des dispositifs expérimentaux de pépinière (architecture, phénologie de feuillaison, croissance) et *via* le polymorphisme de l'ADN (diversité génétique, taux d'introgession vis-à-vis de *Populus nigra* var. *italica*). Ces six variétés de peuplier noir sont donc actuellement disponibles sur le catalogue des MFR et auprès des pépiniéristes partenaires. Elles sont particulièrement adaptées pour des travaux de restauration et de réintroduction/renforcement de populations en milieu riverain, y compris en situation topographique peu propice à la régénération naturelle (conditions de forêt alluviale à bois durs).

Les essences de ripisylve non réglementées par le Code forestier

Pour les essences qui ne sont pas inscrites sur la liste nationale des essences réglementées, il n'y a pas de règles particulières à suivre. Parmi celles-ci, les plus emblématiques de la ripisylve sont *Populus alba* et *P. × canescens* ainsi que les genres *Salix* et *Ulmus*. Il est cependant conseillé de se rapprocher d'acteurs de la filière Végétal local¹³ pour voir s'ils ont du matériel végétal à proposer au niveau régional. Si ce n'est pas le cas, il est conseillé de prélever des graines ou parties de plantes sur plusieurs arbres suffisamment distants pour maximiser la diversité génétique implantée, et de suivre les recommandations disponibles dans le guide technique de référence du label Végétal local (Goguët, 2021). Ce guide propose également des fiches techniques spécifiques pour 52 espèces, dont *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior*, *Populus alba*, *Salix Caprea* et *Ulmus* spp.

Conclusion

Lors de projets de plantation, il faut tenir compte d'un certain nombre de paramètres afin de favoriser la diversité génétique et de respecter la réglementation et les cahiers des charges des financeurs. Ce chapitre, sans chercher à être exhaustif, a vocation à sensibiliser à cette problématique et donne des références aux gestionnaires qui voudraient avoir plus d'informations.

¹³ Végétal local. OFB, Vincennes. <https://www.vegetal-local.fr>

Références bibliographiques

- Collin E., Rondouin M., Joyeau C., Matz S., Raimbault P. *et al.*, 2017. Conserver et utiliser les ressources génétiques des Ormes en France : bilan et perspectives. *Revue forestière française*, LXIX (6), 573-586.
- Faivre Rampant P., Zaina G., Jorge V., Giacomello S., Segura A. *et al.*, 2016. New resources for genetic studies in *Populus nigra*: genome wide SNP discovery and development of a 12k Infinium array. *Molecular Ecology Resources*, 16, 1023-1036. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12513>
- Goguet S. (coord.), 2021. *Guide technique : collecte et mise en culture d'arbres et arbustes sauvages et locaux*, AFAC-Agroforesteries, 2^e édition, 188 p. https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2022/11/guide_c^cte_lign_oct22.pdf
- Milesi P., Kastally C., Dauphin B., Cervantes S., Bagnoli F. *et al.*, 2024. Resilience of genetic diversity in forest trees over the Quaternary. *Nature Communications*, 15, 8538. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-52612-y>
- ONF, 2004. Diversité génétique des arbres forestiers : un enjeu de gestion ordinaire. *Rendez-vous techniques de l'ONF*, hors-série n° 1, 130 p. <https://www.onf.fr/%2B/162::rendez-vous-techniques-de-lonf-hors-serie-no1.html>
- ONF, 2012. Ressources génétiques forestières : 20 ans d'action. *Rendez-vous techniques de l'ONF*, hors-série n° 36-37, 84 p. <https://www.onf.fr/+16b::rendez-vous-techniques-de-lonf-no-36-37.html>
- Villar M., Forestier O., 2017. La France à la sauvegarde du Peuplier noir : état actuel du programme de conservation et de valorisation des ressources génétiques. *Revue forestière française*, LXIX (3), 195-204.

Perception paysagère et usages sociaux des ripisylves, exemples de la Loire et de la Garonne

Sébastien Bonthoux, Sylvie Servain, Philippe Valette

Aujourd'hui, l'arbre est une composante essentielle des paysages des cours d'eau. Avant même de voir l'écoulement de l'eau, ces derniers sont suggérés par l'alignement de la ripisylve, la présence d'une forêt alluviale, mais aussi parfois par tout un cortège de parcelles occupées par des peupleraies. Ces différentes formations végétales sont diversifiées à la fois dans leurs formes, leurs compositions et leurs étendues spatiales. S'intéresser aux paysages des ripisylves, au-delà de l'aspect écologique, c'est aussi intégrer la diversité des perceptions et des usages sociaux. L'entrée choisie, dans ce chapitre, est celle du paysage, et a été motivée par la richesse des approches déjà menées sur les paysages de l'eau¹⁴, que ce soit des petites rivières (Germaine *et al.*, 2019) ou des fleuves, seuls ces derniers étant considérés ici. L'entrée paysagère est également pertinente et complémentaire à celles présentées dans les autres chapitres en écologie sur la dynamique végétale (voir chapitre 6) ou les processus hydrosédimentaires (voir chapitre 5).

La notion de paysage peut mobiliser une série de mots antithétiques comme : matérialité/immatérialité, objectivité/subjectivité, permanence/rupture. Le paysage, tout en s'appuyant sur des éléments biophysiques, offre l'avantage d'ouvrir les réflexions sur les questions de perceptions et de subjectivité, mais aussi d'analyser les relations entre les composantes naturelles et culturelles des territoires. En effet, les termes de perception et de paysage sont indissociables, comme l'illustre la définition de la Convention européenne du paysage¹⁵. Les perceptions

¹⁴ Dont les travaux présentés dans la revue *Géocarrefour*, 73 (4-1998), « Les paysages des cours d'eau », la revue *Noréis*, (237-2015), « Diversité des paysages fluviaux », et la revue *Projets de paysage* (20-2019), dossier thématique « Paysages de l'eau ».

¹⁵ Cette convention définit le paysage comme « une partie du territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations » (Convention européenne du paysage, 2000).

paysagères naissent de la rencontre entre l'objet observé et le sujet observant. Elles se réfèrent à la façon dont un individu observe, comprend, interprète et évalue les matérialités et les formes d'un paysage (Bennett, 2016). Les observations sont basées sur des expériences sensorielles incluant la vue, l'ouïe, le goût, le toucher et l'odorat. Les perceptions sont liées aux postures du corps dans l'espace, qui jouent le rôle d'interface entre l'extériorité paysagère et l'intériorité de l'individu. Les types d'activités corporelles et les modalités de déplacement (seul ou en groupe) que l'individu adopte dans l'espace modulent donc ses observations et ses interprétations affectives et cognitives (Thomas, 2007 ; Adam *et al.*, 2020). Les interprétations individuelles et subjectives de la réalité sont liées aux trajectoires de vie des individus, à leurs valeurs, leurs savoirs et leurs croyances, mais sont aussi socialement construites par l'éducation ou le contexte culturel vécu.

C'est le discours qui va exprimer les perceptions par la manière de décrire, de parler d'un paysage, d'y associer des mots, dans un processus mental pouvant aboutir à une représentation (Bonin, 2004). L'étude des perceptions permet de mesurer l'appropriation des actions de gestion du territoire et, en retour, de guider et de légitimer les actions à venir. Il est à souligner que les activités et les aménagements sont également une expression de la perception dans une relation double, puisque « les sociétés perçoivent leur environnement en fonction de l'aménagement qu'elles en font, et réciproquement, elles l'aménagent en fonction de la perception qu'elles en ont » (Berque, 1995). Cet aspect renforce l'intérêt de mobiliser le paysage dans le cadre de l'appréhension des dynamiques des territoires de l'eau en y intégrant les acteurs (Ballouche *et al.*, 2015). Par ailleurs, le fait d'aborder la perception des milieux aquatiques est une clé d'entrée identifiée pour leur gestion (Rivière-Honegger *et al.*, 2014).

Dans le cadre de ce chapitre, nous nous intéressons aux perceptions et aux usages sociaux des ripisylves à travers l'exemple de deux fleuves français, la Loire et la Garonne, dans leur cours moyen¹⁶.

Percevoir les ripisylves : une diversité de situations

Une densité végétale plus ou moins forte dans les paysages

La ripisylve dans les paysages a tendance à cacher les cours d'eau, qui ne se dévoilent que par intermittence lorsque le végétal devient absent. Ces formations végétales bordent de manière naturelle les cours d'eau et s'étalent plus ou moins dans la plaine inondable en créant parfois de véritables forêts alluviales (voir chapitre 1). Les ripisylves ont une forme linéaire dans le paysage, et elles sont bien souvent associées à la topographie liée à l'instabilité des cours d'eau.

¹⁶ Ces deux territoires ont été depuis longtemps aménagés par les sociétés riveraines et présentent des enjeux concordants dans leurs dynamiques du fait des activités qui y sont développées. Ils ont fait l'objet de travaux de recherche depuis plus de vingt ans et sont intégrés dans le réseau des Zones Ateliers du CNRS (Zone Atelier Loire et Zone Atelier Pyrénées-Garonne).

La présence de ripisylve est fonction de différents paramètres en lien avec la fréquence de submersion des eaux (crues, inondations), mais aussi des usages anthropiques. Ainsi, dans la vallée de la Garonne, plus la fréquence des inondations est forte et plus la ripisylve est présente. Inversement, plus la fréquence des inondations est faible et moins la ripisylve est présente, laissant place à d'autres usages (ex. : peupleraie, céréaliculture, vergers) ou à l'urbanisation. Il est alors possible de distinguer quatre catégories de densité végétale : continue et dense dans le lit majeur, continue et dense sur la berge, clairsemée, absente (Valette, 2002). Dans le cas de la Loire moyenne, la situation est différente du fait de la présence d'une digue isolant un lit endigué et de l'absence de crues importantes depuis le début du ^{xx}^e siècle, ce qui a permis le développement de la forêt alluviale dans le lit endigué conjointement à la régression des activités agricoles (Cornier, 2002 ; Servain-Courant et Yengue, 2012 ; Grivel *et al.*, 2018 ; voir chapitre 5).

Différents regards sur les paysages des ripisylves

La perception des paysages linéaires et longilignes des ripisylves dépend de plusieurs critères comme la topographie, la largeur de l'eau et la position de celui qui regarde (regard intérieur ou extérieur). « Un observateur peut soit voir une rivière de l'extérieur et l'appréhender selon des visions à petite ou moyenne échelle en fonction de son éloignement, soit la vivre pleinement de l'intérieur » (Dupuis-Tate et Fischesser, 2003). Dupuis-Tate et Fischesser distinguent trois types de regards extérieurs : la rivière invisible, la rivière signalée et la rivière suggérée. Dans ces situations extérieures, la ripisylve ourle l'écoulement de l'eau et cache le cours d'eau de telle manière que ce dernier devient soit invisible, soit signalé, soit suggéré. Avec l'éloignement ou avec une vue d'en haut, l'œil a tendance à assembler et à percevoir des ensembles homogènes. Dans ce cas, la ripisylve apparaît comme la « signature habituelle des cours d'eau » (Dupuis-Tate et Fischesser, 2003). La verticalité et l'enchevêtrement des arbres de la ripisylve tranchent alors de manière très nette avec les parcelles agricoles des alentours. La ripisylve peut apparaître comme une véritable frontière végétale. Le port particulier des arbres et l'enchevêtrement végétal attirent le regard et semblent délimiter un monde à part, « comme si ce front végétal délimitait un espace sacré » (Dupuis-Tate et Fischesser, 2003).

Entrer à l'intérieur de la ripisylve, c'est entrer dans cet « espace sacré » et progressivement retrouver le contact visuel avec l'eau. La ripisylve est alors un monde à part fait d'ombres et de lumières où tous les sens sont en éveil. Les ambiances paysagères deviennent fugitives et intimistes (couleurs des feuilles et des troncs, vent dans les feuilles, chants d'oiseaux, son de l'eau qui s'écoule, etc.). La berge sur laquelle se trouve l'observateur permet d'accéder au contact visuel avec l'eau. La largeur de lame d'eau qui s'écoule crée une sorte d'« image inversée du monde réel » (Dupuis-Tate et Fischesser, 2003). Le ciel et la ripisylve se reflètent dans cette sorte de « miroir d'eau » naturel qui renforce l'imaginaire de l'observateur. La ripisylve forme un écran visuel compact. Parfois, cet écran est discontinu et se

crée alors un effet de fenêtre à la fois de l'intérieur vers l'extérieur, et inversement de l'extérieur vers l'intérieur. Cet effet s'exprime à travers la covisibilité. À partir d'une berge, il est possible d'apercevoir la berge en face, la ripisylve et, par un effet de fenêtre, la vallée et les versants de la vallée. Cette covisibilité, souvent non valorisée, permet de donner de la profondeur aux paysages des cours d'eau. Lorsque la ripisylve est absente, les paysages fluviaux sont dominés par la lame d'eau, liée à son écoulement, et sont essentiellement horizontaux. Dans ce contexte, l'eau devient omniprésente dans les paysages.

Différentes manières de percevoir les ripisylves : immatérialités paysagères

Les regards portés sur les cours d'eau sont diversifiés et fonction du ressenti, de l'éducation, de la culture et de l'imaginaire de chacun de nous. Ainsi, les artistes et les écrivains, à travers leurs tableaux et leurs textes, construisent une image de leur réalité et nous permettent de toucher du doigt leurs perceptions des paysages. En retour, leurs visions et leurs perceptions influencent notre regard sur les paysages des cours d'eau. « Les paysages peints ou photographiés, mis en scène dans des œuvres littéraires ou qui ont été diffusés largement au travers des guides de voyage ou des cartes postales, influencent en effet le regard et participent à la mise en place d'une représentation collective du paysage » (Quériat, 2007). À chacun sa perception des ripisylves, dirions-nous ! Les uns voient dans le peuplier un arbre « bête », alors que d'autres y voient des souvenirs d'enfance. « Une eau jaune et large, des rives plates, des peupliers partout, voilà la Loire. Le peuplier est le seul arbre qui soit bête. Il masque tous les horizons de la Loire. Le long de la rivière, dans les îles, au bord de la levée, au fond des lointains, on ne voit que peupliers. »¹⁷ Cette description des paysages de la Loire de Victor Hugo en 1843 montre une forme d'aversion aux peupliers qui masquent la vue. À l'inverse, Julien Gracq (1976) exprime une expérience intimiste avec le peuplier : « C'est encore ici le domaine des peupliers dont l'odeur des feuilles mortes sur les prés d'octobre, amère, astringente, qui rappelle parfois celle d'un vernis en train de sécher, est pour moi l'odeur même de l'automne de la Vallée. » Cet exemple de perception du peuplier montre une forte contradiction que l'on retrouve dans certains travaux de recherche comme ceux de Sophie Le Floch sur les ramiers¹⁸ de la Garonne (Le Floch, 2002). À partir de plusieurs entretiens auprès de riverains, elle démontre que pour « des personnes non originaires du secteur, les "ramiers" sont un monde inconnu, voire hostile ; pour l'autre, majoritaire et formé de personnes originaires du lieu ou installées de longue date, ils sont un monde vivant et animé, un monde de liberté » (Le Floch, 2002). Ainsi, les habitudes, la familiarité et l'attachement aux lieux jouent sur la perception des paysages des ripisylves.

¹⁷ Victor Hugo, 1843, France et Belgique, in *Voyages*, Robert Laffont, 1987.

¹⁸ Les ramiers, terme local, comprennent la ripisylve et les parcelles plantées de peupliers (populiculture).

Par ailleurs, dans le cadre de sa recherche, Sophie Le Floch évoque, à travers des couples de mots, les différentes manières d'appréhender les ramiers de la Garonne : « sale/propre, joli/pas joli, sombre/clair » (Le Floch, 2002). Derrière ces mots se cache la question de l'accessibilité et de l'inaccessibilité aux lieux. Un rapide regard géohistorique sur les bords de la Garonne et de la Loire montre que les paysages fluviaux ont connu une période d'abandon propice au repli sur soi et à la fermeture des paysages.

La construction géohistorique des paysages ripariens de la Garonne et de la Loire

Géohistoire de la fermeture visuelle des paysages de la Garonne

Les cartes anciennes de la période moderne montrent des paysages fluviaux garonnais ouverts, contrairement à la physionomie actuelle très refermée où le fleuve semble caché.

Jusqu'à la fin du XIX^e siècle, les sociétés riveraines ont combattu l'arbre dans la vallée, car il gênait les multiples activités humaines, dont la navigation. L'arbre est un obstacle aux cordes servant à tirer les bateaux, à partir des berges et du chemin de halage. Par ailleurs, la conquête agricole du lit majeur par différentes cultures et pratiques s'est faite progressivement au cours du temps et a considérablement réduit en surface la ripisylve. À proximité des berges, se développent partout des pâturages pour les animaux d'élevage (ovins, caprins, bovins) qui ne permettent pas aux arbres de se développer. L'emprise économique de la navigation fluviale décline à partir de la seconde moitié du XIX^e siècle avec le développement d'autres moyens de transport (canal latéral à la Garonne et voie ferrée).

Par conséquent, durant la période moderne et jusqu'à la fin du XIX^e siècle, de nombreuses pratiques et usages étaient favorables à la présence de paysages très ouverts. Avec l'abandon de ces pratiques, les paysages se ferment et la ripisylve se densifie progressivement. Un peu plus tard, l'abandon de la polyculture (fin XIX^e siècle) et du pastoralisme (années 1950) sur les abords du fleuve au profit d'une agriculture intensive se traduit par une densification de la végétation. « Toutes les prairies le long de la Garonne depuis Bordeaux jusqu'au Gers, et au-dessus, au lieu de produire du fourrage, ont été converties » en plantations de saules, puis plus tard en peupleraies (Archives départementales 31, C 177). « Le peuplier d'Italie est si agréable, si utile et sa culture si aisée que chacun s'empresse de le multiplier » (Archives départementales 82, 4DD1).

À partir de la seconde moitié du XIX^e siècle, les peupleraies se multiplient et se développent, principalement dans la seconde moitié du XX^e siècle, en remplacement du pastoralisme. Les paysages des ripisylves de la Garonne se referment sur eux-mêmes. Les travaux de l'Observatoire des paysages de la Garonne¹⁹ permettent de

¹⁹ <http://opgaronne.univ-tlse2.fr/>

saisir les évolutions des paysages sur environ un siècle (Valette, 2020). L'ensemble des travaux menés montre une forte densification de la végétation et une forte fermeture des paysages entre le début xx^e siècle et aujourd'hui sur la moyenne vallée de la Garonne (figure 10.1).



Mas Grenier (Tarn-et-Garonne) entre le début du xx^e siècle et avril 2014
(© Observatoire des paysages de la Garonne/Philippe Valette)



Langon (Gironde) entre le début du xx^e siècle et juin 2013
(© Observatoire des paysages de la Garonne/Philippe Valette)



Tonneins (Lot-et-Garonne) entre le début du xx^e siècle et juin 2012
(© Observatoire des paysages de la Garonne/Philippe Valette)

Figure 10.1. Fermeture des paysages de la moyenne vallée de la Garonne (© Observatoire des paysages de la Garonne ; Valette, 2023).

La Loire, un paysage entre nature et culture

Dans le cas de la Loire moyenne, on observe une situation similaire à celle de la Garonne, comme l'ont montré les travaux de recherche menés depuis la fin des

années 1990 (Cornier, 2002 ; Grivel et Gautier, 2012, voir chapitre 5). L'évolution du lit endigué depuis le milieu du XIX^e siècle doit être associée entre autres à la succession ou à la concomitance de processus liés à l'hydrologie (absence de crues importantes) ou à l'action anthropique (ex. : présence d'ouvrages, extraction de sable), dans la continuité d'une histoire longue (Garcin *et al.*, 2006), aboutissant à la déconnexion de bras secondaires, au développement de la forêt alluviale et *in fine* à des paysages spécifiques (Pin *et al.*, 2013). La relative liberté morphologique et sédimentaire du lit de la Loire et des processus écologiques a permis à différents stades de succession végétale (voir chapitre 6) de s'installer, allant des bancs de sable jusqu'aux forêts de saulaies, en passant par des stades intermédiaires de phragmitaies et des cariçaies. L'inscription du Val de Loire, en 2000 par l'Unesco, sur la liste des paysages culturels vivants et évolutifs a mis en lumière ce territoire composé de patrimoines bâtis et architecturaux, de jardins associés, mais aussi de la Loire, des îles et de la forêt alluviale (voir fiche 6). À côté de cette longue histoire culturelle, la Loire, considérée comme « fleuve sauvage » relativement aux aménagements des autres fleuves français, illustre une dualité entre la Loire aménagée et la Loire « fleuve sauvage » mise en exergue après l'inscription à l'Unesco (Servain, 2016). Cette dualité apparaît dans les différentes représentations et leurs évolutions (Joliet *et al.*, 2004). L'analyse de l'iconographie, cartes postales et peintures, montre qu'il ne s'agit pas d'une simple alternance entre ces deux visions, mais bien d'un changement intervenu dans la manière de percevoir cette dualité (Joliet, 2003). Jusqu'au XIX^e siècle, cette dualité du paysage ligérien était absente, puisqu'il « est le plus souvent représenté pour le défi technique et l'artère économique que le fleuve incarne », et que « par-delà le cours de la Loire au premier plan, marqué par le motif des gabares et leurs voiles, le sens du paysage réside dans l'enchaînement des motifs pont-quai-front urbain-clocher aux deuxième et troisième plans », ces motifs se trouvant dans les tableaux de Turner (1825-1830). Puis au début du XX^e siècle apparaît une double identité paysagère, entre aménagement et naturalité du fleuve qui n'est pas débattue, avec « une alternance de séquences distinctes correspondant aux caractères aménagés puis « naturels » du fleuve » (Joliet, 2003). Pour autant, la représentation de la Loire dite « naturelle » évoque un territoire rural, donc largement anthropisé. Dans les années 1970 s'opère un basculement, et les représentations diffusées, principalement des photographies, mettent en avant un caractère sauvage, tandis que se développent des actions de protection de l'environnement en réaction aux projets de construction de barrages à l'amont du bassin (Huyghues Despointes, 2009).

L'inscription à l'Unesco, qui a mis en avant les paysages de la Loire, a favorisé les démarches de protection et de valorisation dédiées (Verdelli, 2008). Les objectifs initiaux de cette inscription concernent la préservation de l'héritage culturel remarquable, la promotion d'un tourisme durable et le maintien de paysages ouverts avec des vues sur Loire permis par des interventions de gestion régulières (voir fiche 6). Ce qui s'est traduit, entre autres, par la valorisation de l'image de ce dernier fleuve sauvage et par le développement d'activités touristiques, dont le tourisme de nature (Amalric et Servain-Courant, 2010). L'un des dispositifs,

la Loire à vélo, implanté en majeure partie dans le lit endigué de la Loire, à proximité du fleuve, a entraîné une fréquentation accrue des berges, des zones humides associées et du cours d'eau lui-même, facilitant l'observation du paysage et les interprétations qui en sont faites.

La construction d'une image de « fleuve sauvage » pour la Loire et d'un monde à part lié à la fermeture des paysages fluviaux pour la Garonne sont favorables au développement de multiples perceptions.

Perception des ripisylves garonnaises et ligériennes

« Sauvage et vivante »

Si, pour la Loire, l'accent est mis sur l'aspect « sauvage », sur la Garonne c'est l'aspect « vivant » qui prime. Cette idée s'est développée à partir des années 1990 autour de l'existence de nombreux bras morts entre Toulouse et la confluence du Tarn (Mahe *et al.*, 1994). Néanmoins, les acteurs et les riverains de la Garonne qui interviennent sur le fleuve utilisent également dans leurs énoncés discursifs de nombreuses expressions et qualificatifs qui attribuent une importante part de « sauvage » et de naturalité.

La naturalité dont il est question pour la Loire et la Garonne correspond à « un paysage ou à un milieu naturel sauvage duquel l'homme est exclu » (Fuhr et Brun, 2010) et qui « ne s'oppose non pas à l'homme mais à l'état cultivé, civilisé, domestiqué » (Vallauri, 2007). Dans ce cadre, il est possible de distinguer une naturalité anthropique héritée, une naturalité biologique, proche de l'état sauvage, et une naturalité de fonctionnement, garante de stabilité et de résilience (Fuhr et Brun, 2010). Aujourd'hui, les paysages fluviaux ligériens et garonnais sont riches en biodiversité et sont perçus comme naturels. Ils expriment deux formes de naturalité : une naturalité biologique et une naturalité anthropique héritée.

Aux termes de « vivant » et de « naturalité » s'ajoute celui de « sauvage », souvent employé pour définir les paysages fluviaux des deux fleuves. Il est dérivé de *sylva* (« forêt ») et peut être considéré comme ce qui est non cultivé, non élevé, donc représentatif d'une naturalité biologique forte. Le sauvage est donc « chaotique, non policé, non aménagé, d'accès difficile : nature sauvage, végétation sauvage. Peu fréquenté mais pittoresque, forcément admirable » (Brunet *et al.*, 1993). De nos jours, le « sauvage » de la moyenne Garonne est défini administrativement à partir d'une vision naturaliste et de la définition de périmètres de protection de milieux remarquables, où la faune et la flore apparaissent comme les figures de proue. Une prise de conscience du temps long pluriséculaire, selon une approche géohistorique, permet de se rendre compte que ce patrimoine naturel est issu d'une lente construction et d'une histoire où le fleuve était instable et mobile. Le « sauvage » garonnais actuel est donc un héritage de cette période où la naturalité de la Garonne passe d'un degré biologique (similaire à un « état naturel ») à un stade de naturalité anthropique hérité où l'artificialité est forte, en lien avec de nombreux travaux de fixation des berges (Valette *et al.*, 2014).

Un fleuve perçu comme sauvage ou vivant est un fleuve qui fascine les riverains et les néo-arrivants sur le territoire. La Loire et la Garonne se caractérisent par des régimes hydrologiques semblables, où la montée des eaux est souvent rapide et vécue comme imprévisible. Pourtant, la lutte contre ces inondations par la mise en place de nombreux aménagements (ex. : barrages en amont, enrochements, épis, digues) est ancienne. Cet aspect se retrouve dans les ripisylves qui accompagnent les deux cours d'eau et qui exacerbent le côté sauvage et vivant. Dans ce contexte, le caractère caché, souvent inaccessible, ne permet pas aux non-initiés d'apprécier les lieux.

« Accessible et inaccessible »

La perception des fleuves ligérien et garonnais comme sauvages et vivants se traduit par un caractère caché souvent inaccessible. Les différentes études sur les relations entre les usagers et le fleuve montrent une forte dualité entre accessibilité et inaccessibilité (Le Floch, 2002). Ces deux perceptions sont favorables à la possibilité ou à l'impossibilité physique de pénétrer dans le domaine réservé à la ripisylve. Dans ce cadre, ce qui ressort, c'est l'idée du « sale et du propre ». Le sale, c'est la ripisylve inaccessible constituée de broussailles, de ronces, d'orties, de bois morts. La densification des ripisylves au cours du temps résulte de l'absence, ou d'un moindre entretien, des espaces boisés en bord de fleuve, et elles sont alors perçues négativement. Dans ses travaux sur les ramiers de la Garonne, Sophie Le Floch a enregistré plusieurs citations éclairantes sur ce sujet : « De moins en moins, c'est accessible. Il y a trente-quarante ans, c'était très propre. Car c'était utilisé comme prairies. On fauchait le foin, on mettait les bêtes... Le bétail a disparu. C'est envahi de ronciers, d'orties » (professeur retraité, curé, 76 ans), « C'est envahi de broussailles depuis qu'il n'y a plus d'élevage. Avant, il y avait énormément de vaches qui maintenaient les prés propres [dans les peupleraies]. [...] il y a plus de broussailles, il y en a jusqu'à la moitié de la hauteur des arbres, et c'est très triste... Je n'aime pas les sous-bois noirs » (professeur retraitée, 76 ans), « Avant, c'était tout propre partout. Il y avait du monde, plein de Toulousains venaient à la pêche en bord de Garonne » (DRH retraité, 70 ans) (Le Floch, 2002).

La ripisylve peut apparaître alors, pour certains, comme une masse sombre, peu attrayante, comme un monde étranger et fermé. *A contrario*, les pelouses et les paysages ouverts sur le fleuve apparaissent comme propres et bienvenus. Les personnes vivant à proximité des fleuves recherchent de plus en plus des espaces bien aménagés avec des bancs ombragés, des chemins et des pelouses parsemés d'arbres. Il s'agit alors de retrouver le modèle du paysage de l'espace vert en ville, ce qui est finalement l'antithèse de la ripisylve.

« Joli et pas joli »

Un regard distancié et extérieur se développe sur les ripisylves, et elles apparaissent pour bon nombre de personnes comme « pas joli ». Pourtant, ce monde végétal est aussi, pour d'autres, une porte ouverte sur un vécu paysager singulier. Se promener dans les ripisylves garonnaises et ligériennes apparaît alors comme une expérience sensorielle forte.

La proximité de la nature «sauvage et vivante» permet d'appréhender des bruits nouveaux, inconnus, que le silence rend fortement perceptibles. La ripisylve devient un espace et un paysage de découverte. C'est aussi le lieu d'une contemplation esthétique selon les éclairages et la lumière, selon la variation des couleurs au cours des différentes saisons (Menanteau, 2018). On peut rajouter à la lumière et aux couleurs les sensations liées à la fraîcheur. Toutes ces expériences plus ou moins fortes sont à mettre en relation avec l'expérience vécue que l'on garde en soi. La ripisylve ne se donne pas à voir à n'importe qui. Seuls les initiés peuvent s'y reconnaître et développer avec elle un rapport intimiste.

Par conséquent, les paysages rivulaires des ripisylves sont des paysages à haute valeur sensorielle, appréciés pour leurs qualités esthétiques, pour l'atmosphère dégagée par les lieux et pour le bien-être qu'ils procurent. Bien souvent, les néo-arrivants n'osent pas franchir la frontière ou la masse de la ripisylve. Qu'en est-il dans les centres urbains? L'exemple de Blois permet d'apporter un éclairage sur les perceptions habitantes et les usages associés.

Usages et perceptions des berges et des ripisylves urbaines, exemple de la Loire à Blois

Appréhender les caractéristiques culturelles et écologiques de la Loire

Afin d'analyser plus précisément les perceptions associées à la ripisylve urbaine, une étude a été menée auprès d'usagers des bords de Loire à Blois (Bonthoux *et al.*, 2024). Cette ville moyenne de 47 000 habitants a une longue histoire liée aux rois de la Renaissance. L'archéologie préventive a montré que le val de Blois est un territoire occupé sans interruption depuis au moins le III^e siècle avant notre ère (Josset et Aubourg, 2021) et, depuis le Moyen Âge, la Loire est utilisée pour acheminer les produits agricoles, les matériaux et les passagers. Pour permettre ces fonctions, les sociétés ripariennes se sont approprié le fleuve et l'ont aménagé. Trois ponts ont été construits pour traverser le fleuve, le plus ancien datant du XVIII^e siècle. Les digues insubmersibles, originellement construites pour optimiser la navigation, ont changé de fonction pour devenir des structures de protection contre les inondations. Comme mentionné, les paysages changeants de la Loire ont longtemps inspiré des poètes, des peintres et des réalisateurs de films, et c'est dans ce contexte historique et culturel que le «Val de Loire», dont Blois fait partie, a été inscrit au patrimoine mondial de l'Unesco en novembre 2000.

Malgré un entretien annuel et parfois localement marqué par la direction départementale des territoires, la présence de différents types de végétation produit une diversité écologique singulière sur la Loire jusque dans le centre-ville de Blois. Ces éléments créent des paysages aux ambiances et aux couleurs changeantes au fil des saisons (figure 10.2). Divers oiseaux d'eau sédentaires et migrateurs ont aussi investi le centre-ville, tels que les sternes pierregarin et naine, les hirondelles de rivage, les hérons cendrés, les cormorans, les mouettes rieuses ou les petites



Figure 10.2. Exemples de l'évolution saisonnière du niveau d'eau, de la végétation et des perceptions paysagères des berges de la Loire dans la ville de Blois en 2019 (© Sébastien Bonthoux).

aigrettes. Ces oiseaux, posés, en vol ou en train de pêcher, associés à un écoulement d'eau, participent à créer une ambiance singulière, visuelle et sonore, des bords de Loire par rapport aux autres « espaces verts publics » de Blois.

Dans ce contexte, nous avons cherché à analyser les relations entre les caractéristiques culturelles et écologiques des bords de Loire et les usages et les perceptions habitantes. Pour cela, deux cents questionnaires intégrant des questions ouvertes et fermées, ainsi que des photomontages, ont été réalisés *in situ*, complétés par des observations d'usages le long des trois kilomètres de berges.

Une diversité d'usages quotidiens et un attachement fort

L'analyse des données collectées montre que les habitants se relient aux berges de la Loire et à sa végétation à travers un mélange de dimensions comportementales, affectives et cognitives. Ce lieu est attractif, puisque les usagers viennent très fréquemment en bord de Loire, plus de la moitié des interrogés venant plus d'une fois par semaine. Certains profitent de la proximité au fleuve depuis le centre-ville, à quelques minutes à pied, pour faire de courtes pauses durant leur journée de travail ou entre les cours pour les étudiants. Ce résultat montre l'intérêt de la proximité et de l'accessibilité géographique des cours d'eau pour faciliter des usages quotidiens.

Dans les réponses aux questionnaires, le sentiment d'apaisement est de loin celui le plus fortement exprimé. Cet apaisement est probablement renforcé dans ce lieu par les formes et le son de l'eau. Le son du vent, les chants et la vue des oiseaux et de la végétation variée permettent aux usagers d'entrer dans un état intermédiaire entre concentration, contemplation et réflexion, appelé « fascination douce » en psychologie de l'environnement. En accord avec la perception exprimée de connexion à la nature, les composantes naturelles du site telles que les oiseaux, la flore ou l'eau sont plus importantes pour les usagers que les composantes architecturales et culturelles (vieux pont, architecture des bâtiments). Ce résultat diverge du discours de certains acteurs du territoire qui soulignent la dimension culturelle de la Loire.

Face à des photomontages avec différents stades d'évolution de la végétation des berges, une grande majorité d'usagers préfère une végétation structurellement complexe, avec un mélange d'arbres, d'arbustes et d'herbacées, par rapport à un paysage totalement ouvert. Cela indique qu'une gestion modérée des berges, favorisant la ripisylve, est adaptée aux préférences esthétiques. Cependant, malgré l'importance des éléments naturels du site dans les perceptions habitantes, les connaissances écologiques restent modestes. Si les espèces communes telles que le canard colvert, le cormoran ou le castor sont bien connues, les espèces bien présentes sur le site mais peu nommées dans le langage courant telles que les sternes le sont bien moins. Pour la végétation, les plantes typiques de bords de Loire (ex. : saule, peuplier, carex) ne sont connues que par une faible part des usagers interrogés. De même, les usages historiques de la Loire sont peu connus. Les usagers développent donc un attachement fort pour la Loire sans connaître précisément son histoire et ses fonctionnements écologiques. Ces résultats recoupent ceux obtenus dans des communes rurales de la vallée de la Loire (Pin *et al.*, 2013). Ce lien quotidien et affectif au site pourrait servir d'accroche si l'on souhaite développer les savoirs habitants sur la Loire.

Par ailleurs, les configurations spatiales et les aménagements des berges orientent fortement les types d'usages, et donc l'expérience vécue des habitants. Les types de mobilités et d'attitudes corporelles (ex. : marche, vélo, assis face à la Loire, debout dans la végétation) sont liés aux revêtements de sol (lisse pour le vélo), aux possibilités de s'asseoir sur des bancs ou des marches d'escalier, à l'accès à la végétation. Cette diversité d'expériences corporelles qui engendre des perceptions sensorielles variées souligne l'importance des formes aménagées, même légères, dans la construction des relations entre les usagers, le fleuve et sa végétation.

Conclusion

Les résultats présentés, qui concernent des fleuves, peuvent aller à l'encontre des idées reçues des acteurs locaux, et montrent que les études sociales sont nécessaires pour connaître les perceptions habitantes ainsi que les usages associés et éclairer les décisions d'intervention (entretien des berges, gestion de la végétation), de planification et de conception. Ils montrent que le caractère naturel d'un fleuve

et de sa ripisylve, avec des formes complexes et variées, est un élément qui peut servir de support pour renouveler les récits des rapports entre un territoire et son fleuve, et ainsi permettre d'allier conservation de la biodiversité et expérience quotidienne de nature. Des constats proches ont pu être faits concernant de petites rivières urbaines (Brun *et al.*, 2018).

Il apparaît également que les éléments culturels et la mémoire des usages des fleuves sont importants pour une partie de la population et des acteurs. La visée n'est donc pas d'opposer nature et culture, notamment en ville, mais plutôt de trouver un subtil équilibre dans la conception et la gestion pour construire un discours inclusif soulignant les relations réciproques entre les activités humaines et les processus naturels. En plus de la richesse écologique apportée par le fleuve, la ripisylve et les milieux associés, il existe bien une diversité des apports et des services rendus qui ne peuvent pas tous être mesurés et peuvent être appréhendés par une approche paysagère. Ces valeurs socioculturelles sous-jacentes imposent une prise en compte de la perception des paysages du quotidien et illustrent également une nouvelle fonction qui va au-delà de la seule exploitation du cours d'eau et des espaces associés.

Références bibliographiques

- Adam M., Cottet M., Morardet S., Vaudor L., Coussout L. *et al.*, 2020. Cycling along a river: new acces, new values? *Sustainability*, 12, 9311.
- Amalric M., Servain-Courant S., 2010. Évolution de la gestion et appropriation des forêts alluviales ligériennes : le cas de l'agglomération de Tours (Indre-et-Loire, France). In : *Des milieux aux territoires forestiers, itinéraires biogéographiques* (M. Galochet, E. Glon, eds), Artois Presses Université, 275-291.
- Ballouche A., Longuet I., Verdelli L., Wantzen K.M., 2015. Introduction. La diversité des paysages fluviaux : enjeux scientifiques, d'aménagement et de gestion. *Noroi*, 237, 7-13.
- Bennett N.J., 2016. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 30 (3), 582-592.
- Berque A., 1995. *Les Raisons du paysage : de la Chine antique aux environnements de synthèse*, Paris, Éditions Hazan, 192 p.
- Bonin S., 2004. Au-delà de la représentation, le paysage. *Strates*, 11, mis en ligne le 14 janvier 2005. <https://doi.org/10.4000/strates.390>
- Bonthoux S., Boulay A., Voisin L., 2024. City dwellers' experiences and attitudes towards wild places based on an urban river. *Urban Ecosystems*, 27 (3), 667-679.
- Brun A., Caltran H., Malefant L., Garcias P., 2018. La rivière imaginée. Pourquoi et comment recréer la Rize à Lyon? *Géocarrefour – Revue de géographie de Lyon*, 92 (1). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.10430>
- Brunet R., Ferras R., Thery H., 1993. *Les Mots de la géographie, dictionnaire critique*, Reclus-La Documentation française, 518 p.
- Cornier T., 2002. La végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou : essai de modélisation de l'hydrosystème. Thèse de doctorat, université de Tours, 229 p.
- Dupuis-Tate M.F., Fischesser B., 2003. *Rivières et paysages*, éditions La Martinière, 343 p.
- Fuhr M., Brun J.J., 2010. Biodiversité, naturalité, humanité – Pour inspirer la gestion des forêts. *Natures Sciences Sociétés*, 18, 67-69.

- Garcin M., Carcaud N., Gautier E., Burnouf J., Castanet C. *et al.*, 2006. Impacts des héritages sur un hydrosystème : l'exemple des levées en Loire moyenne et océanique In : *L'Érosion entre société, climat et paléoenvironnement*, Presses universitaires Blaise-Pascal, Clermont-Ferrand, 225-236. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00407351>
- Germaine M.A., Drapier L., Lespez L., Menozzi M.J., Thomas O., 2019. Entre désir de nature et peur de l'abandon : quelles attentes paysagères après l'arasement des barrages hydroélectriques de la Sélune? *Projets de paysage*, 20. <https://doi.org/10.4000/paysage.569>
- Gracq J., 1976. *Les Eaux étroites*, éditions José Corti, 80 p.
- Grivel S., Gautier E., 2012. Mise en place des îles fluviales en Loire moyenne, du 19^e siècle à aujourd'hui. *Cybergeo: European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage*, doc. 615. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.25451>
- Grivel S., Nabet F., Gautier E., Temam S., Gruwé G. *et al.*, 2018. Héritages et influences contemporaines des anciens ouvrages de navigation de la Loire moyenne (France). *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, 18 (3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.23121>
- Huyghues Despointes F., 2009. La Loire, espace d'une gouvernance environnementale? *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, hors-série 6. <http://journals.openedition.org/vertigo/9160>
- Joliet F., 2003. Quelques éléments de la construction esthétique du paysage ligérien. *Revue 303 Arts, Recherches et Créations*, 240-249.
- Joliet F., Beaujouan V., Jacob M., 2004. Quelle naturalité du paysage ligérien. *Noroi*, 192 (3), mis en ligne le 20 août 2008. <https://doi.org/10.4000/noroi.921>
- Josset D., Aubourg V., 2021. Le val de Blois, du III^e siècle avant notre ère à l'an Mil. Des territoires à la ville, des confins aux réseaux. *Archéopages. Archéologie et société*, 48, 54-63.
- Le Floch S., 2002. Les « ramiers » : un espace riverain inaccessible de la Garonne? *Ethnologie française*, 4 (32), 719-726.
- Mahe P., Babin D., James M., 1994. Garonne vivante : vers une gestion globale du corridor garonnais. *Bulletin de l'Association des géographes français*, 71 (3), 365-376.
- Menanteau J., 2018. Étude de l'impact de travaux en Loire moyenne sur la perception paysagère des usagers. Mémoire de fin d'étude, Agrocampus-Ouest, 40 p.
- Pin B., Rode S., Servain S., 2013. Processus de construction d'une ressource territoriale valorisant le patrimoine naturel et culturel en Loire tourangelles. *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, hors-série 16. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13713>
- Quériat S., 2007. L'artialisation, une piste pour l'identification de paysages patrimoniaux en Wallonie. *Territoire(s) wallon(s)*, 1, 31-41.
- Rivière-Honegger A., Cottet M., Morandi B. (coord.), 2014. *Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques?*, Paris, Onema, coll. Comprendre pour agir, 180 p.
- Servain S., 2016. Dynamiques des territoires et construction paysagère des espaces fluviaux. Le Val de Loire entre protection et valorisation. Dossier pour l'habilitation à diriger des recherches, École normale supérieure de Lyon, 159 p.
- Servain-Courant S., Yengue J.L., 2012. Les forêts du Val de Loire : maillon dans la construction d'un paysage emblématique. Le cas de Bréhémont en Indre et Loire. In : *Forêt et paysage* (A. Corvol, dir.), éditions L'Harmattan, 131-140.
- Thomas R., 2007. La marche en ville. Une histoire de sens. *Espace géographique*, 36 (1), 15-26.
- Valette P., 2020. Observatoire des paysages de Garonne. *Paysage-Info*, DREAL Occitanie, 5-6.
- Valette P., 2023. La connectivité sociale dans les paysages fluviaux urbains toulousains, regards géohistoriques d'un espace en reconquête. In : *4^{es} Journées franco-espagnoles*, octobre 2023, Toulouse, France.

- Valette P., Carozza J.M., Salles D., David M., Simonet G., 2014. Construction géohistorique du « sauvage » de la Garonne toulousaine : quelle part de naturalité dans les paysages fluviaux ? *DDT*, 5 (3).
- Vallauri D., 2007. *Biodiversité, naturalité, humanité, application à l'évaluation des forêts et de la qualité de gestion*, Marseille, WWF France, 84 p.
- Verdelli L., 2008. Héritages fluviaux, des patrimoines en devenir - Processus d'identification, protection et valorisation des paysages culturels en France, Portugal et Italie : quelques exemples significatifs. Thèse de doctorat, universités de Tours et de Coimbra, 680 p.

Partie III

Enjeux, débats
et interventions

Restauration écologique des berges et des ripisylves

Philippe Janssen, Fanny Dommanget, André Evette, Renaud Jaunatre

Qu'est-ce que la restauration écologique ?

La restauration écologique est, avec la mise en place de gestions conservatoires et/ou d'aires protégées, un des outils pour la conservation de la biodiversité et des écosystèmes. Elle se définit comme le « processus qui aide au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (Gann *et al.*, 2019).

La restauration repose sur six étapes clés : définir un écosystème de référence, identifier les besoins de restauration, déterminer des objectifs réalistes, choisir les procédures d'évaluation, réaliser les travaux de restauration et évaluer leurs effets (Giardina *et al.*, 2007). L'écosystème de référence sera la cible des mesures de restauration. Dans l'idéal, il s'agit de l'écosystème présent avant dégradations. Dans les cas où cette référence n'est pas connue, est socialement ou économiquement inacceptable ou si les conditions écologiques actuelles limitent son existence, un autre écosystème actuellement ou anciennement présent dans la région, correspondant aux conditions écologiques locales, devra être choisi.

S'il est impossible de restaurer un écosystème dans toutes ses dimensions, on peut viser le rétablissement de certaines fonctions, et on parlera alors de réhabilitation. Parfois, s'il suffit de supprimer les causes, on parle de régénération naturelle. Si les conditions environnementales ont été trop modifiées et si les espèces cibles ne fournissent pas un flux de propagules suffisant, des mesures plus actives sont nécessaires, et on parle alors de reconstruction. Dans tous les cas, il est important de trouver le bon équilibre permettant, avec le minimum d'intervention, de s'appuyer sur les capacités d'autoréparation de l'écosystème. L'effet de la restauration devra enfin être évalué en comparaison des objectifs et suivi dans le temps, en prenant en compte les multiples dimensions et les variabilités spatiales et temporelles de l'écosystème de référence (Noss, 1990). Les enseignements tirés de ces suivis permettront d'adapter la gestion si besoin, et de partager les résultats, qu'ils soient bons ou mauvais, afin de favoriser les bonnes pratiques.

La restauration écologique des milieux riverains

La notion de milieux riverains englobe un large éventail de situations, depuis les mosaïques d'habitats diversifiés des rivières dynamiques à écoulements libres jusqu'aux habitats figés et dégradés des rivières anthropisées et régulées. Il est ainsi fondamental de bien prendre en compte la variabilité de ces situations pour rendre la restauration opérationnelle (Brown *et al.*, 2018). Sans remettre en question l'objectif d'initier ou d'accélérer l'autoréparation d'un écosystème dégradé, endommagé ou détruit, la restauration des écosystèmes riverains doit nécessairement s'adapter aux enjeux multiples et parfois antagonistes associés à ces milieux : production d'électricité, gestion du risque inondation, préservation de la biodiversité ou promotion des activités récréatives. Cela implique de considérer avec réalisme l'état de dégradation dans lequel se trouve l'hydrosystème en interaction avec les milieux riverains, et les trajectoires écologiques des communautés de plantes associées. Dans ce cadre, une approche pragmatique de l'écologie de la restauration est souvent privilégiée dans les projets de restauration des milieux riverains, en cherchant à développer des solutions de compromis entre amélioration des conditions écologiques et pérennisation des enjeux socio-économiques (Dufour et Piégay, 2009).

D'une logique de restauration des propriétés des habitats riverains...

Appliquée aux boisements riverains, aux ripisylves et aux forêts alluviales, la restauration écologique des berges des cours d'eau inclut souvent des opérations ciblant soit l'introduction active de plants ou de graines, soit l'exclusion de pratiques défavorables à la régénération naturelle des ligneux, soit une combinaison de ces deux approches (González *et al.*, 2015). Parfois précédée d'opérations d'éradication d'espèces exotiques envahissantes et indésirables (voir section « Restauration de milieux riverains très envahis »), la plantation d'espèces d'arbres et d'arbustes indigènes vise à accélérer la reconstitution locale d'un couvert arboré et d'une diversité d'essences. Ces plantations s'orientent le plus souvent vers des essences pionnières à bois tendre, comme c'est le cas des peupliers et des saules, adaptés aux conditions environnementales locales (c'est-à-dire tolérant les inondations) et qui ont souvent des difficultés à se régénérer naturellement sur les berges des cours d'eau anthropisés (Díaz-Alba *et al.*, 2023 ; González *et al.*, 2018). Ces difficultés sont, de manière non exclusive, liées soit à l'absence de graines ou de propagules disponibles dans les paysages environnants, soit à l'inadaptabilité des conditions environnementales locales pour permettre la germination, le recrutement et l'établissement des individus.

Parallèlement, lorsque la restauration des boisements riverains par régénération naturelle est *a priori* possible, l'exclusion de pratiques destructives, telles que le pâturage ou le broyage de la végétation aux abords des cours d'eau, peut être décidée. Cela passe généralement par l'installation de clôtures empêchant l'accès aux troupeaux domestiques et aux herbivores sauvages dans les secteurs à restaurer

(ex. : le long des petits cours d'eau de plaine en contexte agricole, Forget *et al.*, 2013). Enfin, lorsque la plaine d'inondation est encore bien connectée aux cours d'eau (c'est-à-dire lorsque des inondations fréquentes ont lieu ou que les arbres ont accès à la nappe une grande partie de l'année), des opérations de conversion de l'usage des terres (culture, prairie, populiculture) peuvent être mises en œuvre pour restaurer des boisements spontanés (González *et al.*, 2017). Cette stratégie qui repose sur l'abandon des activités humaines peut être complétée par des opérations de mise en défens ou des travaux d'excavation visant la recréation d'habitats plus humides et perturbés (pouvant aller jusqu'à des travaux de reméandrage), davantage favorables à la régénération naturelle des plantes riveraines indigènes. Ces différentes approches de la restauration, applicables principalement à des échelles spatiales locales (c'est-à-dire inférieures à celle du tronçon), cherchent avant tout à restaurer des habitats et des communautés cibles (ex. : de référence ou historiques) et, à travers cela, des fonctions écologiques, paysagères, mais aussi parfois de protection des berges contre l'érosion (voir section « Le génie végétal pour restaurer les milieux riverains »).

... À une prise en compte plus globale des processus hydrogéomorphologiques

Plus récemment, la prise de conscience des liens qui unissent qualité des eaux, dynamique hydrosédimentaire et biodiversité a fait émerger des projets de restauration davantage tournés vers la réactivation de processus hydrogéomorphologiques, associés à la fréquence et à la durée des inondations, mais aussi à la mobilité des sédiments (Palmer et Ruhi, 2019). Cette logique repose sur un double constat : d'une part, les habitats restaurés ne tenant pas compte des potentialités locales et de la nature dynamique des rivières présentent un risque fort d'échec (Beechie *et al.*, 2010) et, d'autre part, les efforts de restauration doivent dépasser les limites du site en intégrant des processus agissant au niveau du tronçon et du bassin versant (Bernhardt et Palmer, 2011). Ce passage d'une perspective « terrestre », tournée vers la recréation d'habitats ou de communautés *via* des interventions actives, à une perspective plus « aquatique », tournée vers l'intégration des processus qui relient les milieux riverains à leur hydrosystème *via* des approches passives, se justifie par la complexité des interactions qui se jouent entre l'eau, les sédiments et la végétation, et ce à plusieurs échelles (Beechie *et al.*, 2010). Par exemple, le recrutement puis l'établissement des Salicacées dans les milieux riverains dépendent d'interactions complexes entre des processus hydrologiques (fréquence, durée, temporalité des inondations) et géomorphologiques (érosion, transport et dépôt des sédiments) qu'il est essentiel de connaître et de caractériser (Díaz-Alba *et al.*, 2023 ; González *et al.*, 2018 ; voir chapitres 5 et 6).

Ainsi, de plus en plus de projets de restauration adoptent des stratégies inspirées des processus hydrogéomorphologiques des rivières pour restaurer des milieux riverains (voir fiches 23 et 25). Cela passe plus précisément par des actions de restauration des régimes d'écoulement et d'inondation, par exemple en supprimant

des aménagements régulant les débits (barrages) ou des pratiques modifiant l'accès à la ressource (pompage des eaux de la nappe), ou en favorisant la mobilité et l'approvisionnement en sédiments, par exemple en supprimant des contraintes latérales fixant les berges (digues) ou en effectuant des recharges sédimentaires directement dans le lit des rivières (González *et al.*, 2015). Ces différentes approches, applicables principalement à larges échelles spatiales (c'est-à-dire supérieures à celle du tronçon), cherchent avant tout à restaurer la gamme d'amplitudes et de fréquences des processus physiques qui soutiennent le fonctionnement des hydrosystèmes et des plaines d'inondation associées et, à travers cela, un large éventail de fonctions – hydrologiques, hydrauliques, géomorphologiques, physico-chimiques et biologiques – sur des temps longs.

Restaurer les processus associés à la continuité longitudinale des rivières

La continuité longitudinale est associée aux échanges amont-aval au sein des hydrosystèmes et aux nombreux paramètres physiques (largeur, pente, débit) qui changent le long de ce continuum fluvial (Alp *et al.*, 2024 ; Ward, 1989). Essentiels au bon fonctionnement écologique des rivières, ces échanges structurent fortement les végétations riveraines, depuis les saulaies pionnières des torrents aux forêts alluviales mixtes des plaines d'inondation. Restaurer la continuité longitudinale des flux (eau, sédiments, bois, propagules) sur des rivières anthropisées passe le plus souvent par des actions ciblant l'effacement des obstacles dans le lit des rivières, en particulier des seuils et des barrages. Ces actions cherchent à retrouver des écoulements proches des conditions naturelles, à réactiver le transit sédimentaire et plus globalement à rétablir une certaine dynamique des perturbations.

Bien que l'effacement de seuils devenus obsolètes représente aujourd'hui une action de restauration portée par de nombreux gestionnaires des cours d'eau, le démantèlement de barrages reste encore limité. En France, le cas de la Sélune constitue en ce sens une expérience majeure avec la suppression des barrages de Vezins et de la Roche-qui-Boit. Au-delà de permettre une renaturation des écoulements en aval, la suppression des lacs de retenue en amont de l'ouvrage permet la restauration de surfaces importantes auparavant ennoyées une partie de l'année. Ces surfaces sont ainsi rapidement recolonisées par des communautés de plantes riveraines qui se structurent en fonction des gradients environnementaux locaux, avec notamment l'arrivée de nombreuses espèces arborées pouvant constituer à terme des forêts riveraines plus ou moins étendues (Ravot *et al.*, 2020 ; voir fiche 15).

Restaurer les processus associés à la continuité latérale des rivières

La continuité latérale est associée aux interactions entre le cours d'eau et sa plaine d'inondation et inclut des échanges de nutriments, de matière organique, mais aussi d'organismes entre milieux aquatiques et terrestres (Alp *et al.*, 2024 ; Ward, 1989). Cette dimension est très étroitement liée aux inondations et aux perturbations

induites par les crues, qui peuvent éroder les berges et créer de nouvelles formes fluviales, mais aussi parfois modifier plus profondément le tracé des cours d'eau. Pour les milieux riverains, la dimension latérale conditionne les gradients locaux de stress et de perturbation, et structure ainsi fortement les végétations, des communautés hygrophiles bien connectées aux communautés xérophiles déconnectées, et la diversité des stades de succession, des communautés pionnières des grèves aux forêts alluviales des berges stabilisées (voir chapitre 6). La restauration de cette dimension passe souvent par la suppression, l'abaissement, le recul ou la création de brèches (voir fiche 26) dans les ouvrages de protection (digues, enrochements, merlons) afin de réactiver la mobilité latérale (figure 11.1), d'augmenter l'inondabilité et la diversité des habitats, et *in fine* de retrouver un espace de divagation plus fonctionnel (Knox *et al.*, 2022).



Figure 11.1. Illustration de l'ambivalence de la restauration des milieux riverains : à gauche, berge protégée par du génie végétal douze ans après la fin du chantier ; à droite, berge érodée suite à la suppression d'enrochements (© INRAE).

Sur le Rhône, des actions de restauration cherchent ainsi à réactiver la dynamique fluviale des marges du fleuve *via* le démantèlement des casiers et épis Girardon sur des linéaires de plusieurs centaines de mètres (voir fiche 23). Ces travaux, présentés comme des solutions de compromis entre gains écologiques, *via* la réactivation de l'érosion des berges et la diversification des faciès d'habitats, et gestion du risque d'inondation, *via* l'augmentation de la capacité d'écoulement du chenal, se sont révélés sur certains sites très pertinents pour restaurer des boisements riverains pionniers (Janssen *et al.*, 2021).

Restaurer les processus associés à la continuité verticale des rivières

La continuité verticale est associée aux interactions entre l'eau courante dans le lit des rivières et les aquifères souterrains ; elle inclut des échanges d'eau, d'éléments chimiques et d'organismes entre la surface et les interstices du substrat (Alp *et al.*, 2024 ; Ward, 1989). Ce compartiment sous-fluvial reste encore mal connu et peu pris en compte dans les actions de restauration, malgré son importance pour la croissance et la survie de nombreux arbres des ripisylves et des forêts

alluviales, étroitement dépendants du niveau de la nappe phréatique, comme c'est le cas des Salicacées. Si le rétablissement des échanges d'eau et de sédiments dans les dimensions longitudinale et latérale des hydrosystèmes bénéficie à une meilleure continuité verticale à l'échelle des tronçons (ex. : *via* la restauration du profil en long de rivières incisées par recharges sédimentaires, cas du Drac dans le Champsaur), des actions complémentaires peuvent également être mises en place pour faciliter l'accès des racines des arbres à la ressource en eau. Cela inclut, d'une part, la suppression, la diminution ou la régulation des prélèvements directs dans la nappe par pompage pour des besoins agricoles, domestiques ou industriels, et, d'autre part, la mise en place d'opérations de réalimentation de la nappe par la surface (parfois qualifiée de « recharge artificielle »). Dans le cas des rivières très anthropisées et régulées par des barrages, cela peut passer par des actions ciblant une augmentation des débits réservés, la remise en eau de bras secondaires plus ou moins connectés au chenal ou la restitution gravitaire, *via* l'installation de prises d'eau, d'un volume maîtrisé d'eau en provenance de canaux adjacents (voir fiche 25).

Le génie végétal pour restaurer les milieux riverains

Principes généraux

Le génie végétal est une solution fondée sur la nature qui s'appuie sur les propriétés des végétaux vivants pour restaurer un certain nombre de fonctions ou de services. Ainsi, le génie végétal est fréquemment utilisé sur les berges de cours d'eau pour assurer des fonctions de protection contre l'érosion. Mais ces techniques peuvent aussi servir plusieurs autres objectifs, comme la reconstitution de milieux riverains (ex. : boisements ou ceintures d'hélophytes), l'aménagement du paysage, le contrôle des espèces exotiques envahissantes, voire le confortement de populations d'espèces menacées (Evette *et al.*, 2022). Le génie végétal va consister en l'installation de structures végétales pour surmonter des blocages biotiques ou abiotiques et réenclencher les processus de succession écologique (Polster, 2016, voir chapitre 6). Ainsi, la mise en place de structures à base de saules autochtones, comme le permettent les techniques de bouturage ou les couches de branches à rejets, en introduisant une biomasse importante d'essences à forte vitesse de croissance, va permettre de dominer les espèces exotiques envahissantes comme les renouées asiatiques et de débloquer la succession écologique (Dommanget *et al.*, 2015 ; voir fiche 23). Les techniques de génie végétal peuvent également soutenir des espèces patrimoniales. Ainsi, un petit roseau protégé (*Typha minima* Hoppe) a pu voir ses populations renforcées par son intégration à un ouvrage de génie végétal (Popoff *et al.*, 2021). De même, lorsqu'elles sont utilisées pour le contrôle de l'érosion, les techniques de génie végétal adaptées vont limiter les processus érosifs qui empêchaient toute implantation de la végétation, permettant de réenclencher les mécanismes de succession écologique (Tisserant *et al.*, 2021 ; voir fiche 21).

Dans quels cas utiliser le génie végétal ?

Préserver la mobilité latérale des cours d'eau est très important, tant pour le maintien des capacités d'écoulement et de transport solide (sédiments, bois, propagules) que pour la création d'habitats riverains pionniers (Florsheim *et al.*, 2008). Cependant, lorsque des enjeux humains non déplaçables sont présents sur les berges ou à proximité (ex. : habitations, routes), une protection contre l'érosion s'avère bien souvent nécessaire. Pour ce faire, deux choix coexistent, l'utilisation du génie civil (ex. : enrochements, murs) ou du génie végétal. Contrairement au génie civil, le génie végétal favorise le maintien de tout ou partie de la biodiversité et des services écologiques assurés par les ripisylves (Rauch *et al.*, 2022). De plus, sur les berges de cours d'eau urbains, le génie végétal bénéficie d'une meilleure perception esthétique et récréative que le génie civil (Moreau *et al.*, 2023 ; voir fiches 27 et 28). Ses coûts sont souvent moindres et son bilan carbone meilleur (von der Thannen *et al.*, 2020). Enfin, la résistance mécanique du génie végétal augmente avec le temps, alors que celle du génie civil diminue, et le génie végétal a su démontrer sa résistance et sa résilience dans des conditions variées, faisant parfois mieux que le génie civil (Evette *et al.*, 2022).

Le génie végétal rassemble un grand nombre de techniques qui permettent de s'adapter au contexte et favorisent le retour d'une ripisylve dont la structure et la composition sont proches de celles des berges naturelles (Tisserant *et al.*, 2021). Une protection de berge à l'aide du génie végétal peut donc être considérée comme une opération de restauration quand elle permet de renaturer une berge dégradée, par exemple par le génie civil (figure 11.1, voir fiche 21). Ceci dit, le génie végétal rassemble avant tout un ensemble de techniques souvent destinées à stabiliser les berges. Ainsi, même si une protection de berge en génie végétal améliore la biodiversité à une échelle locale (celle de la berge), elle contraint l'expression des processus érosifs nécessaires au bon fonctionnement du cours d'eau à plus large échelle. Loin d'être cantonné aux berges des cours d'eau de plaine en milieu tempéré, où il se développe depuis les années 1990, le génie végétal a montré ces dernières années qu'il pouvait être utilisé en montagne mais également en contexte tropical (Evette *et al.*, 2022).

Restauration de milieux riverains très envahis

Souvent cité comme source de dégradation majeure, l'envahissement des milieux riverains par des espèces exotiques est à la fois une cause et un symptôme des pressions anthropiques que subissent ces écosystèmes (Richardson *et al.*, 2007). Soumises à des flux de propagules importants et à des perturbations fréquentes, les communautés végétales riveraines sont, proportionnellement à leur emprise restreinte dans les paysages, parmi les plus envahies par des espèces exotiques (Pyšek *et al.*, 2010). Certaines de ces plantes exotiques vont devenir envahissantes et être en mesure de former localement, voire à plus large échelle, des populations dominantes, excluant les autres espèces et générant parfois des modifications profondes de l'écosystème, ce qui motive bien souvent des décisions d'action (Cottet *et al.*, 2020).

La question de l'échelle d'action

Si l'on veut agir sur la dynamique des espèces exotiques envahissantes, la première question qui se pose est celle de l'échelle d'action. En effet, même si ces espèces ont souvent des effets négatifs à l'échelle locale, leur gestion nécessite également une prise en charge à une échelle plus large. Ainsi, la présence d'espèces exotiques sur les berges de cours d'eau est souvent à mettre en relation avec l'intensité d'occupation anthropique à l'échelle du bassin versant, ce qui influence en particulier la quantité et la fréquence d'introduction des propagules (Vilà et Ibáñez, 2011). Par ailleurs, si l'invasion des communautés végétales riveraines est une source de dégradation en soi, elle est également le marqueur d'autres facteurs de dégradation liés à la modification des processus hydrogéomorphologiques ou de l'usage des terres au sein du bassin versant, ce qui peut par exemple influencer le niveau local des ressources nutritives (Havrdová *et al.*, 2023).

Dans une démarche de restauration écologique de ces communautés, l'élimination des sources potentielles de colonisation passe donc par la prise en compte de la présence de populations d'espèces exotiques en amont de la zone à restaurer, mais aussi plus largement dans le bassin versant et, lors de la phase des travaux sur site (ex. : si des terrassements sont nécessaires), par des mesures préventives limitant l'introduction ou la propagation de graines ou de fragments végétaux non désirés. Enfin, la prise en compte du rôle joué par les processus hydrogéomorphologiques dans le contrôle des exotiques ne doit pas être négligée, et des composantes associées à la restauration du régime des perturbations doivent être privilégiées dans la mesure du possible pour favoriser les espèces locales (Catford *et al.*, 2014).

Comment restaurer les communautés envahies?

À une échelle locale, la restauration des communautés végétales envahies, en tant qu'action de gestion, se traduit le plus souvent par une première phase d'élimination des espèces exotiques, suivie d'une seconde phase ciblant la revégétalisation des surfaces par des espèces autochtones (Singh et Byun, 2023). L'objectif de cette première phase est de réduire l'abondance, voire d'éliminer la ou les espèces exotiques au bénéfice des espèces locales afin de retrouver la structure et la composition d'origine des communautés riveraines. Au sens strict, il s'agit autant de réhabilitation que de restauration, les états de référence n'étant pas toujours clairement identifiés ou identifiables si les conditions ont été trop largement dégradées. Il peut ainsi s'agir de stimuler la concurrence végétale pour prévenir une nouvelle invasion (c'est-à-dire initier un effet de priorité en donnant un avantage temporel aux espèces locales) ou de limiter par compétition le couvert des espèces exotiques cibles (Singh et Byun, 2023).

Pour la seconde phase, le choix des espèces à planter ou à semer pour optimiser l'effet compétitif recherché peut s'appuyer sur les théories écologiques de la complémentarité, c'est-à-dire en choisissant un mélange d'espèces qui utilisent les ressources de manière complémentaire, ou de la similarité limitante, c'est-à-dire en choisissant des

espèces qui utilisent les ressources de la même manière que l'espèce envahissante. En s'appuyant sur des espèces présentant des traits de croissance, de forme de vie ou de stratégie d'acquisition des ressources plus performants, il est possible d'orienter et de renforcer la résistance à l'invasion de la communauté restaurée pour mieux contrôler les espèces exotiques envahissantes (Byun *et al.*, 2020).

À titre d'exemple, plusieurs opérations de restauration de communautés riveraines replantées suite à l'invasion par des renouées asiatiques ont permis de réduire drastiquement leur dominance et de contenir leur développement. Dans un premier cas, le choix a été fait d'utiliser une seule espèce (*Salix viminalis*) dont la croissance est très rapide afin de mettre en place un couvert végétal dense (Dommanget *et al.*, 2015). Dans d'autres cas, la plantation d'arbres et d'arbustes est plus diversifiée, et associée à un contrôle des repousses de renouées asiatiques sur les premières années (Brasier et Joly, 2022). Ces actions se sont révélées efficaces pour contenir ces espèces indésirables et pour restaurer une plus large diversité végétale (Dommanget *et al.*, 2019). D'une manière générale, la réussite de ces opérations repose en grande partie, d'une part, sur une densité de plantation d'espèces locales très élevée afin de garantir la mise en place rapide d'un couvert végétal important et, d'autre part, sur la mise en place d'un entretien rigoureux des taches de végétation traitées (ex. : par fauchage ou pâturage) et d'un suivi sur plusieurs années.

Doit-on toujours restaurer les communautés envahies ?

Lorsque l'on évoque la restauration écologique des milieux riverains envahis, il est souvent sous-entendu la restauration des communautés végétales. Si les indicateurs de succès sont classiquement évalués sur la base de métriques quantifiant la régression des espèces exotiques et l'augmentation de l'abondance des plantes indigènes, les autres composantes de l'écosystème (ex. : faune, physico-chimie du sol) ne sont pas toujours prises en compte, ni dans les objectifs de l'opération, ni dans l'évaluation des résultats (Singh et Byun, 2023). Or, dans certains cas, il arrive que les actions de restauration aient des effets non désirés. Cela peut se traduire par des modifications du fonctionnement biochimique du sol, qui se trouve plus dégradé que lorsque la communauté était envahie (Dommanget *et al.*, 2023), ou par une plus grande instabilité des berges suite aux opérations d'élimination des espèces végétales indésirables (Pollen-Bankhead *et al.*, 2009). Il arrive également que les espèces indigènes plantées modifient certaines fonctions écologiques comme les dynamiques d'érosion-dépôt sur les berges (Richardson *et al.*, 2007) ou les fonctions d'habitat pour les autres organismes (Sogge *et al.*, 2008).

Ces exemples posent nécessairement la question des impacts des actions de restauration, y compris lorsque celles-ci ciblent une amélioration de la biodiversité. Malheureusement, peu d'études évaluent les effets des pratiques de restauration des communautés riveraines envahies sur le fonctionnement plus global de l'écosystème. Pourtant, les résultats de ces études permettraient d'orienter

les gestionnaires des cours d'eau dans leurs différents choix d'action... ou de non-action. En effet, la non-intervention doit aussi être une option à intégrer à la réflexion en amont des projets de restauration, dans la mesure où, pour des tronçons très envahis et pour lesquels l'élimination totale des espèces exotiques envahissantes est inenvisageable, elle peut constituer une évidence (Cottet *et al.*, 2020). Par ailleurs, de nombreuses plantes exotiques envahissantes en milieux riverains sont pionnières (ex. : ambroisie à feuilles d'armoise) et supportent peu la compétition. Les mécanismes de succession peuvent donc parfois conduire à réduire spontanément leur dominance (voir chapitre 6). Une réflexion plus globale sur la place des exotiques comme partie intégrante des communautés de plantes riveraines est ainsi nécessaire car inéluctable. Cela passe notamment par une meilleure compréhension des interactions de ces espèces avec les autres organismes qui occupent les milieux riverains, mais aussi avec les processus hydrogéomorphologiques qui les structurent. Ces nouvelles connaissances permettraient d'appréhender plus objectivement leur rôle dans le fonctionnement des hydrosystèmes dégradés.

Conclusion

En Europe, la restauration des milieux riverains se doit de composer, d'une part, avec les effets hérités des aménagements passés et leurs impacts à long terme sur les végétations (Breton *et al.*, 2023) et, d'autre part, avec l'étendue des obstacles qui fragmentent les continuités hydrologiques et sédimentaires de l'hydrosystème dans plusieurs dimensions (Belletti *et al.*, 2020). Dans bien des cas, des transformations profondes du fonctionnement hydrogéomorphologique des rivières, résultant d'une accumulation des pressions anthropiques (régulation, stabilisation, invasion), ont orienté ces écosystèmes vers des états transitoires, hybrides ou nouveaux, très éloignés des références naturelles ou historiques. Ces hydrosystèmes, dont les paramètres biotiques et abiotiques ont été fortement modifiés, sont si dégradés que le retour vers un état restauré idéalisé est parfois impossible (Hobbs *et al.*, 2009).

Les effets attendus de la restauration doivent donc être replacés dans ce contexte plus général d'une irréversibilité possible des trajectoires écologiques des communautés végétales riveraines. Plus globalement, les effets attendus de la restauration doivent être davantage pensés à l'échelle du bassin versant dans lequel le site ou le tronçon dégradé se place, et évalués selon une grille tenant compte des coûts-bénéfices à la fois écologiques et sociologiques (Alp *et al.*, 2024). Dans ce cadre, une approche hiérarchisée de la restauration, priorisant, d'une part, la réactivation des processus dans les secteurs les plus fonctionnels et avec le plus fort potentiel écologique et, d'autre part, les bénéfices écologiques en matière d'habitat pour la biodiversité (bois mort, grands arbres vivants, diversité des essences), mais aussi pour d'autres services (activités récréatives, stockage du carbone, épuration de l'eau) dans les secteurs les moins fonctionnels, est à privilégier.

Enfin, il convient de garder à l'esprit que les végétations riveraines ne constituent pas qu'une réponse à la restauration, mais pilotent aussi plusieurs processus hydrogéomorphologiques : piégeage des sédiments, stabilisation des berges ou ralentissement des débits (voir chapitre 5). De concert avec le régime des écoulements liquide et solide, les végétations interagissent ainsi avec la dynamique des formes fluviales et jouent donc un rôle prépondérant dans l'évolution physique des milieux riverains restaurés (O'Briain *et al.*, 2024).

Références bibliographiques

- Alp M., Arnaud F., Barthélémy C., Bernez I., Clemens A. *et al.*, 2024. Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action? *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, 24 (2), 1-53. <https://doi.org/10.4000/12ppa>
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M. *et al.*, 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60 (3), 209-222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>
- Belletti B., Garcia de Leaniz C., Jones J., Bizzi S., Börger L. *et al.*, 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588 (7838), 436-441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., 2011. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications*, 21 (6), 1926-1931. <https://doi.org/10.1890/10-1574.1>
- Brasier W., Joly C., 2022. Méthodes de luttes à base de compétition interspécifique, de paillage et d'entretien mécanique régulier contre la renouée du Japon : retour sur six ans de suivi. *Sciences Eaux & Territoires*, (39), 15-19.
- Breton V., Girel J., Janssen P., 2023. Long-term changes in the riparian vegetation of a large, highly anthropized river: towards less hygrophilous and more competitive communities. *Ecological Indicators*, 155111015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111015>
- Brown A.G., Lespez L., Sear D.A., Macaire J.J., Houben P. *et al.*, 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe: history, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. *Earth-Science Reviews*, 180, 185-205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.02.001>
- Byun C., de Blois S., Brisson J., 2020. Restoring functionally diverse communities enhances invasion resistance in a freshwater wetland. *Journal of Ecology*, 108 (6), 2485-2498. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13419>
- Catford J.A., Morris W.K., Vesk P.A., Gippel C.J., Downes B.J., 2014. Species and environmental characteristics point to flow regulation and drought as drivers of riparian plant invasion. *Diversity and Distributions*, 20 (9), 1084-1096. <https://doi.org/10.1111/ddi.12225>
- Cottet M., Rivière-Honegger A., Vaudor L., Colombain L., Dommanget F. *et al.*, 2020. The end of a myth: solving the knotweeds invasion "problem". *Anthropocene*, 30, 100240. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100240>
- Díaz-Alba D., Henry A.L., García De Jalón D., González Del Tánago M., Martínez-Fernández V., 2023. Salix regeneration in fluvial landscapes: empirical findings based on a systematic review. *Ecological Engineering*, 193, 107010. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107010>
- Dommanget F., Evette A., Piola F., Rouifed S., Brasier W., 2019. État de l'art des techniques de génie végétal pour contrôler les renouées. *Sciences Eaux & Territoires*, 27, 74-79.
- Dommanget F., Breton V., Forestier O., Poupart P., Daumergue N. *et al.*, 2015. Contrôler des renouées invasives par les techniques de génie écologique : retours d'expérience sur la restauration de berges envahies. *Revue d'écologie (La Terre et La Vie)*, 12 (1), 215-228.

- Dommanget F., François A., Chauvat M., Forey E., Erktan A. *et al.*, 2023. Renouées asiatiques envahissantes : la restauration de berges par le génie végétal est-elle si bénéfique à la qualité chimique et à la biodiversité du sol? *Sciences Eaux & Territoires*, 43, 87-93.
- Dufour S., Piégay H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, 25 (5), 568-581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Evette A., Piton G., Janssen P., Dommanget F., Popoff N. *et al.*, 2022. *Le Génie végétal sur les berges de cours d'eau : des techniques aux multiples bénéfices*, Paris, Office français de la biodiversité, coll. Comprendre pour agir, 28 p.
- Florsheim J.L., Mount J.F., Chin A., 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *BioScience*, 58 (6), 519-529. <https://doi.org/10.1641/B580608>
- Forget G., Carreau C., Le Coeur D., Bernez I., 2013. Ecological restoration of headwaters in a rural landscape (Normandy, France): a passive approach taking hedge networks into account for riparian tree recruitment. *Restoration Ecology*, 21 (1), 96-104. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00868.x>
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R. *et al.*, 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27 (S1), S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Giardina C.P., Litton C.M., Thaxton J.M., Cordell S., Hadway L.J. *et al.*, 2007. Science driven restoration: a candle in a demon haunted world. Response to Cabin. *Restoration Ecology*, 15 (2), 171-176.
- González E., Masip A., Tabacchi E., Poulin M., 2017. Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restoration Ecology*, 25 (1), 82-91.
- González E., Sher A.A., Tabacchi E., Masip A., Poulin M., 2015. Restoration of riparian vegetation: a global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management*, 158, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033>
- González E., Martínez-Fernández V., Shafroth P.B., Sher A.A., Henry A.L. *et al.*, 2018. Regeneration of Salicaceae riparian forests in the Northern Hemisphere: a new framework and management tool. *Journal of Environmental Management*, 218, 374-387.
- Havrdová A., Douda J., Doudová J., 2023. Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of the Total Environment*, 854, 158743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158743>
- Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (11), 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Janssen P., Evette A., Piégay H., Pont B., 2021. Rétablir la connexion latérale des rivières en démantelant d'anciens ouvrages de protection : premiers résultats d'une étude pluriannuelle sur le Rhône. *Sciences Eaux & Territoires*, 81, 1-9.
- Knox R.L., Wohl E.E., Morrison R.R., 2022. Levees don't protect, they disconnect: a critical review of how artificial levees impact floodplain functions. *Science of the Total Environment*, 837, 155773. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155773>
- Moreau C., Evette A., Cottet M., François A., Rivière-Honegger A. *et al.*, 2023. Quels enjeux à relever pour accroître l'utilisation du génie végétal en territoire urbain? *Sciences Eaux & Territoires*, 43, 73-78.
- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4), 355-364.
- O'Briain R., Corenblit D., Garófano-Gómez V., O'Leary C., 2024. Towards biogeomorphic river restoration: vegetation as a critical driver of physical habitat. *River Research and Applications*, 40 (6), 1087-1105. <https://doi.org/10.1002/rra.4288>

- Palmer M., Ruhi A., 2019. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: implications for river restoration. *Science*, 365 (6459), eaaw2087.
- Pollen-Bankhead N., Simon A., Jaeger K., Wohl E., 2009. Destabilization of streambanks by removal of invasive species in Canyon de Chelly National Monument, Arizona. *Geomorphology*, 103 (3), 363-374. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.07.004>
- Polster D.F., 2016. Natural processes for the restoration of drastically disturbed sites. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, (2), 77-90.
- Popoff N., Jaunatre R., Le Bouteiller C., Paillet Y., Favier G. *et al.*, 2021. Optimization of restoration techniques: in-situ transplantation experiment of an endangered clonal plant species (*Typha minima* Hoppe). *Ecological Engineering*, 160, 106-130.
- Pyšek P., Bacher S., Chytrý M., Jarošík V., Wild J. *et al.*, 2010. Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 19 (3), 317-331. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00514.x>
- Rauch H.P., von der Thannen M., Raymond P., Mira E., Evette A., 2022. Ecological challenges for the use of soil and water bioengineering techniques in river and coastal engineering projects. *Ecological Engineering*, 176, 106539.
- Ravat C., Laslier M., Hubert-Moy L., Dufour S., Le Coeur D. *et al.*, 2020. Large dam removal and early spontaneous riparian vegetation recruitment on alluvium in a former reservoir: lessons learned from the pre-removal phase of the Sélune River project (France). *River Research and Applications*, 36 (6), 894-906.
- Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C. *et al.*, 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13 (1), 126-139.
- Singh K., Byun C., 2023. Ecological restoration after management of invasive alien plants. *Ecological Engineering*, 197, 107122.
- Sogge M.K., Sfera S.J., Paxton E.H., 2008. Tamarix as habitat for birds: implications for riparian restoration in the Southwestern United States. *Restoration Ecology*, 16 (1), 146 154.
- Tisserant M., Bourgeois B., González E., Evette A., Poulin M., 2021. Controlling erosion while fostering plant biodiversity: a comparison of riverbank stabilization techniques. *Ecological Engineering*, 172, 106387.
- Vilà M., Ibáñez I., 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*, 26 (4), 461-472. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- von der Thannen M., Hoerbinger S., Paratscha R., Smutny R., Lampalzer T. *et al.*, 2020. Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 24 (2), 141-155. <https://doi.org/10.1080/19648189.2017.1369460>
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1), 2-8.

Intervenir ou laisser faire la nature ?

Annik Schnitzler, Mireille Boyer

Comme pour de nombreux milieux, la gestion des forêts riveraines des cours d'eau est confrontée aux questions de la nécessité, de l'opportunité, de l'intensité, de l'intervention humaine (Dufour *et al.*, 2003 ; Génot, 2008 ; Schnitzler, 2014). Ces questions renvoient notamment au concept de la libre évolution, c'est-à-dire au choix de ne plus exploiter volontairement une portion de paysage humanisé et de la laisser évoluer spontanément. On parle alors d'ensauvagement des paysages. La libre évolution est une des composantes de la naturalité des milieux. Elle concerne aussi bien la composition des boisements que leur structure ou les processus qui s'y déroulent (pour des éléments de définition plus détaillés, voir Barthod *et al.*, 2021, et Gosselin *et al.*, 2021). Elle correspond à l'absence d'influences directes des activités humaines sur les boisements (ex. : coupe), et donc à une situation où les processus écologiques ne sont pas entravés. Lorsque c'est une stratégie assumée, elle se distingue d'un abandon de gestion qui peut être plus facilement remis en cause. Il ne s'agit pas d'espérer que ces espaces, souvent profondément transformés par les activités humaines, puissent retrouver leurs caractéristiques originelles, ni même qu'ils échappent à des influences de large échelle (ex. : changement climatique), mais plutôt de laisser les lois de la nature recomposer un espace nouveau, soumis principalement à des dynamiques naturelles spontanées (ex. : crues) et où l'humain ne serait que simple visiteur.

Cette idée fait son chemin dans les sociétés européennes depuis quelques décennies, séduites par l'idée d'un retour d'une nature autonome et parfois surprenante. Les exemples commencent ainsi à se multiplier par le biais de protections strictes ou d'une simple non-gestion, quoique les surfaces concédées à la nature restent limitées, en partie en raison des réticences. Certes, accepter ce qui revient spontanément dans les anciens champs, pâtures ou forêts soulève quelques questions épineuses. Ainsi, que doit-on faire, par exemple, si des espèces invasives exotiques s'installent en force dans ces néo-écosystèmes ? Ou si des espèces natives, extirpées par les humains, ne reviennent pas spontanément ? Que faire des constructions telles que les barrages ou les digues qui limitent le retour des inondations ?

Que faire du bois mort généré par cette évolution et souvent considéré comme un facteur de risque important lorsqu'il obstrue les bases des ponts ?

D'autres réticences sont d'ordre psychologique, comme une certaine peur de la nature ensauvagée. Selon Éric Fottorino (1989), « notre civilisation n'aime la nature que si elle lui renvoie son image. Elle l'aime assainie, aménagée, exploitée, humanisée ou urbanisée. Pour preuve, son horreur de la friche. La déprise, c'est la prise relâchée, l'abandon, la défaite. Nous sommes dans une civilisation qui trouve intolérable de laisser libre un morceau de territoire ».

Ces questions doivent être discutées au cas par cas. Dans ce chapitre, nous proposons de les aborder, en premier lieu, par des réflexions sur la nécessité d'intervenir et sur l'intensité de telles interventions dans la gestion quotidienne des forêts riveraines, puis par deux cas concrets de libre évolution, dans deux milieux alluviaux de latitudes moyennes, en Amérique du Nord et en Biélorussie²⁰, afin d'illustrer les conséquences écologiques de la non-intervention.

Quelle place pour une gestion différenciée et non systématique dans la gestion courante des ripisylves en France ?

Vivre près d'une belle rivière est un ravissement lié à une nature toute proche, très changeante et offrant un terrain d'aventures et de découvertes dans des paysages intimes ou grandioses. Mais c'est aussi une source d'anxiété due aux événements hydrologiques extrêmes. Les crues, avec leur lot de destructions de biens ou de vies humaines, rappellent que les cours d'eau sont aussi l'exutoire des eaux drainées par le bassin versant, et qu'ils peuvent donc être dangereux pour les humains vivant à proximité. C'est cette double culture du risque et de l'enchantement de la nature qui est à considérer aujourd'hui. Ainsi, l'ingénierie des cours d'eau n'est plus limitée à l'hydraulique, mais elle s'est étendue aux mécanismes hydromorphologiques, biologiques et écologiques. La gestion courante des cours d'eau, celle qui s'intéresse à la végétation rivulaire, aux bois morts, aux atterrissements, évolue aussi. Peu à peu, le « beau » n'est plus la rivière qu'on a débarrassée de ses bois flottés ou de ses « broussailles », mais la rivière encombrée de bois morts, bordée d'une végétation dense avec de vieux arbres et des buissons parfaitement adaptés à de telles conditions de vie, et sans espèces invasives. Mais cela est-il conciliable avec une gestion préventive pour limiter les dommages lors des crues ? L'intervention sur la végétation riveraine pour réduire le risque de formation d'embâcles de bois est en effet encouragée depuis plusieurs décennies par les politiques publiques, mais elle est trop souvent basée sur des principes simples (enlèvement des bois morts, abattage des arbres penchés), sans considérer les réels phénomènes en jeu ou le devenir du cordon boisé.

Pour répondre à cette question, il convient d'inscrire la gestion de cette végétation dans une stratégie cohérente, par exemple par la mise en place de plans pluriannuels

²⁰ Pour plus de détail sur ces deux exemples, voir <https://histoiresdeforets.com/ensauvagement/>

de gestion de la végétation (PPGV). Ce sont des programmes de planification des interventions sur cinq ans menés par les collectivités publiques pour prévenir la chute des arbres en crue et la formation d'embâcles dans les sites abritant des enjeux humains ou économiques. Ces plans portent sur des cordons rivulaires souvent étroits, très longs (plusieurs centaines de kilomètres), très modifiés par les activités anthropiques, traversant essentiellement des propriétés privées et dans des contextes très variés (plaine ou montagne, ville ou campagne, etc.). Mener une gestion adaptée dans un tel contexte implique de construire une véritable stratégie d'interventions qui soulève au moins trois questions.

La question du bois mort

Concernant la prévention du risque d'embâcle, les approches ont toujours été empiriques et, malgré la forte sensibilisation depuis une trentaine d'années à l'intérêt des bois immergés ou partiellement immergés pour le milieu aquatique, le choix de les conserver reste difficile lorsque la collectivité craint de voir sa responsabilité engagée en cas d'embâcle. Les nouveaux résultats de la recherche sur le comportement des corps flottants et leur origine apportent des données originales et très utiles pour la gestion (voir chapitre 13). Les bureaux d'études et les gestionnaires ont ainsi la faculté d'aborder de manière raisonnée et objective la gestion des bois morts présents sur les rives et dans l'eau. Le guide de l'Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement, paru en 2023 sur la gestion de la végétation dans le cadre de la compétence de gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations (Gemapi), propose cette démarche à toutes les étapes de la mise en œuvre d'un PPGV, depuis le diagnostic initial jusqu'aux interventions concrètes sur le terrain (Boyer *et al.*, 2023). Le principe général repose sur le fait que lors des crues exceptionnelles, et encore plus dans une rivière à forte activité morphologique dont le lit peut s'élargir brutalement de plusieurs mètres, l'entretien préventif n'empêchera pas la production d'une très forte quantité de bois flottés. Il faut donc s'interroger en priorité sur le transit de ce bois : le bois est-il mobile (figure 12.1) ? Où sont les verrous hydrauliques ? Ces verrous sont-ils bien entretenus pour ne pas augmenter le risque d'embâcle ? Existe-t-il en amont des enjeux à protéger des ripisylves larges et bien connectées pour réguler ces apports ? Faut-il prévoir des tri-bois (pièges à corps flottants) ? Etc.

La question de l'échelle d'intervention

La question de la façon dont l'entretien est réalisé (et donc de l'intensité des interventions) implique de revenir à la notion d'intérêt général, qui est la condition *sine qua non* pour se substituer aux riverains et intervenir dans des espaces privés, et qui doit être questionnée à plusieurs échelles. À celle du bassin versant, il s'agit de démontrer que l'organisation permise par un entretien groupé relève de l'intérêt général du fait de la technicité des interventions, de la rapidité d'adaptation aux changements de l'état des cours d'eau, de la prise en compte des impacts sur le

milieu naturel ou les espèces, et globalement de l'efficacité des actions qui seront menées. Il est en effet indéniable que la prise en charge de l'entretien par une collectivité publique conduit à un entretien plus coordonné, raisonné, efficace et respectueux des milieux que les interventions pouvant être menées par des riverains. Ceux-ci, quand ils agissent, mènent en effet sur les berges un entretien d'usage (jardins, parcelles cultivées, pâturages) ou d'exploitation du milieu (prélèvements de bois) qui modifie la structure des boisements rivulaires ou leur régénération spontanée. Par exemple, ils ne disposent pas d'autres éléments de connaissance que ce qu'ils constatent sur leurs parcelles, et ne peuvent donc pas apprécier les risques pour l'aval.

Cependant, à l'échelle plus locale, les interventions de la collectivité devront apporter un réel gain face à des enjeux hydrauliques ou écologiques concrets présents dans les sites concernés. Si les enjeux sont trop modestes, il est donc parfaitement possible pour la collectivité de ne pas se substituer aux riverains, qui conservent toujours leur obligation d'entretien des cours d'eau inscrite dans le Code de l'environnement. Au contraire, en décidant de prendre en charge partout l'entretien, la collectivité prend le risque de voir contester l'intérêt général de ses actions ou, à l'inverse, si elle n'avait pas en réalité les moyens de mener une telle gestion, de se voir reprocher d'être à l'origine de dommages liés à des embâcles.



Figure 12.1. Torrent charriant un stock important de bois morts issus principalement d'un événement hydrologique intense qui s'est déroulé il y a une vingtaine d'années. Compte tenu de la taille du cours et des bois, ces derniers sont peu mobiles (© Mireille Boyer).



Figure 12.2. Exemple de régénération de la ripisylve suite à une coupe à blanc ancienne (> 10-15 ans) : les aulnes concurrencés ont des houppiers déséquilibrés. Cette situation est rencontrée très fréquemment dans les zones où le bois est exploité ou après des travaux d'entretien mal conduits. Avec des interventions précoces sur la régénération (furetage), il aurait été possible de retrouver un boisement plus équilibré (© Mireille Boyer).

La question des pratiques d'entretien de la végétation

Depuis quelques années, les pratiques d'éclaircies préventives changent avec une approche globalement plus nuancée, et donc moins interventionniste. Quand autrefois un arbre penché était par exemple uniquement perçu comme un sujet à éliminer (approche « hydraulique »), aujourd'hui beaucoup d'autres critères pour l'abattage d'un arbre entrent en ligne de compte : le stade de l'arbre, son état physiologique, l'analyse de sa croissance passée et de son environnement proche (concurrence des houppiers, situation topographique), l'indigénat de l'espèce, etc. De même, une approche trop systématique basée sur des observations rapides et simples empêchait une réflexion plus poussée sur le devenir global du cordon boisé pour favoriser sa pérennité ou la diversité de sa structure dans des secteurs à enjeux. Aujourd'hui, d'autres aspects doivent être pris en compte : l'éclaircissement des souches après des abattages, puis la mise en place d'une gestion spécifique des suppléants qui se forment (furetage), l'éclaircie d'un boisement trop dense pour limiter la concurrence entre les arbres et diversifier sa structure, les éclaircies négatives pour réduire la présence d'espèces ornementales, ou positives pour favoriser les aulnes, les saules, etc. (figure 12.2). Ainsi, loin d'avoir des impacts négatifs sur les milieux, la gestion forestière des boisements de berge, notamment dans le cas de cordons boisés fortement contraints latéralement, peut au contraire jouer un rôle favorable important dans leur régénération et leur structure. Encore faut-il donner les bonnes clés d'interprétation sur l'état des ripisylves et des arbres aux techniciens de rivière chargés de définir ces travaux.

De la surexploitation à l'ensauvagement en milieu alluvial

Renaturation de la vallée alluviale de Buffalo, Arkansas

Contexte

La rivière Buffalo (243 km) est un modeste affluent secondaire du Mississippi situé au nord de l'Arkansas (États-Unis) (figure 12.3 ; Smith, 2004). Cette rivière entaille profondément les plateaux calcaires des montagnes Boston, Springfield et Salem. Les forêts de plateaux qui dominent la plaine alluviale sont composées de hêtres (*Fagus grandifolia*) dans les parties humides, mais aussi de forêts feuillues très riches en espèces de chênes, accompagnées du tilleul (*Tilia americana*), d'un magnolia (*Magnolia acuminata*), de l'érable à sucre (*Acer saccharum*), voire, dans les parties sèches, de *Carya* et de pins.

Entre rivière et plateaux, les habitats naturels forestiers y sont d'une grande variété et d'une grande richesse en espèces. Les forêts alluviales sont constituées dans la canopée de l'orme (*Ulmus americana*), de l'érable négondo (*Acer negundo*), du frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*) ; et, sur les terrasses plus hautes, du noyer noir (*Juglans nigra*), de l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et de l'asiminier trilobé (*Asimina triloba*). Les lianes y sont nombreuses et riches en espèces,

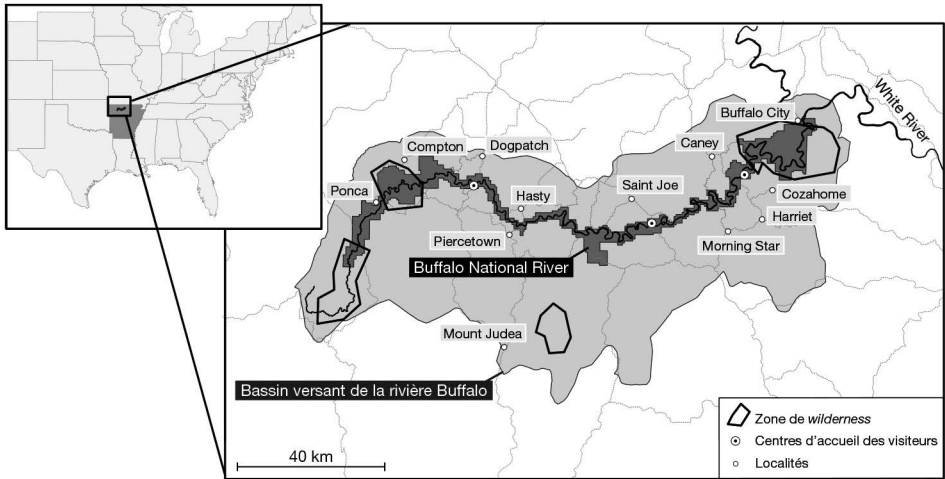


Figure 12.3. Carte de localisation de la Buffalo National River.

notamment dans la famille des Vitacées : trois espèces (*Vitis riparia*, *V. berlandieri*, *V. aestivalis*) occupent les bords des ripisylves (figure 12.4A). *Vitis rupestris* colonise les parties les plus érosives de la rivière, tandis que les premières terrasses alluviales incluent *Muscadinia rotundifolia* et *Parthenocissus quinquefolia* (Arnold et Schnitzler, 2020). Certaines de ces vignes colonisent toutes les strates forestières jusqu'à la canopée. Quant à la faune, elle était à l'origine diversifiée : rien que dans la rivière, 67 espèces de poissons étaient identifiés au ^{xx}^e siècle.

La vallée alluviale de la rivière Buffalo dans les années 1970 : un bilan catastrophique

En 1860, 8 000 personnes vivaient le long de la rivière Buffalo, en 1900 plus de 20 000. Ces colons ont fini par partir, au milieu du ^{xx}^e siècle, après avoir épuisé les ressources naturelles, laissant un bilan écologique et économique désastreux. Les forêts avaient été décimées ou replantées d'espèces non indigènes, les collines, éventrées pour en extraire le zinc, le lit de la rivière avait été surcreusé pour en extraire les sédiments et ses eaux étaient polluées. De nombreuses routes avaient été construites ainsi qu'un réseau de chemin de fer. Des espèces exotiques se multipliaient : rosier cultivé, chèvrefeuille japonais, mimosa, graminées des anciennes cultures, champignons comme *Cryphonectria parasitica*, très agressif, chenilles de bombyx dévoreuses de feuilles, etc. Les animaux étaient parfois détruits par simple plaisir. Ainsi, les colons traquaient aussi les abeilles sauvages comme une sorte de sport : les chasseurs d'abeilles abattaient 8 à 120 arbres à abeilles par jour, tuant les insectes et volant leurs ruches. Quant aux poissons, traqués et tués à la dynamite, ils flottaient parfois par centaines dans la rivière !

Quant à la grande faune, elle avait déjà été décimée du temps des premiers colons arrivés en Amérique. Le bison avait disparu en 1840 ; l'élan, le loup, le loup rouge et le puma quelques décennies plus tôt. Mais les massacres se poursuivaient sur la

faune résiduelle. L'ours noir ne comprenait plus que 3 individus en 1940. La loutre, intensément recherchée par les trappeurs, s'était éteinte en 1900, de même que le castor. Concernant quelques oiseaux emblématiques, comme le dindon sauvage ou l'aigle à tête blanche, le premier avait été exterminé en 1910 et le second avait disparu suite aux épandages de DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) à la même époque. La disparition des canidés avait provoqué une recrudescence des coyotes, qui s'étaient hybridés avec les chiens errants, voire les derniers loups autour des villages des colons.

Qu'en pensaient les premiers habitants amérindiens qui n'avaient plus aucun droit depuis l'arrivée des colons? «Il n'y a pas de loi. Ils font simplement tout ce qu'ils ont envie de faire», disaient-ils. Bref, la tâche était immense. Et le pire devait advenir : des propositions de construire des barrages, émises par les ingénieurs de l'armée.

Une puissante motivation de la population locale : le retour du sauvage

La motivation de la population locale a été le moteur essentiel de ce qui s'apparente à un exploit : redonner vie à la Buffalo National River dévastée, par la protection stricte d'une grande partie de la vallée alluviale. Les habitants de la vallée souhaitent accueillir, comme à l'ouest des États-Unis, des paysages sauvages de qualité. Suite à cette volonté démocratique forte, une loi du Congrès a été votée en 1972 afin de mettre fin aux plans récurrents de constructions de barrages. Par la suite, le gouvernement de l'Arkansas a acheté les terres disponibles aux différents propriétaires et y a développé un programme de restauration à large échelle. Le site est devenu zone protégée en 1992 sur 150 km² de superficie et sur 217 km de linéaire (sur un total de 243 km de rivière), englobant non seulement la vallée alluviale, mais les montagnes alentour. Au sein de cette surface, plusieurs zones de *wilderness* ont été créées (figure 12.3), autant le long de la rivière que dans les forêts des plateaux (figure 12.4B-C). Actuellement, la zone alluviale n'est pas habitée et le bassin versant ne comprend que des villages peuplés de quelques dizaines d'habitants.

Ce site de Buffalo River est devenu une National Wild and Scenic River, la première à être ainsi désignée aux États-Unis. Il est géré par l'US Forest Service (Ozark National Forest). Les choix de gestion ont été de laisser la forêt et la rivière se renaturer sans l'aide de l'homme. Le long de la rivière, les activités des castors ont grandement aidé à la renaturation, lorsqu'ils ont pu s'installer après le retour des saules. En faisant tomber les arbres dans l'eau, ils ont aidé à fixer les sédiments provenant de l'amont par l'accumulation des troncs morts au fond du lit mineur. Grâce à ces processus, le fond de la rivière s'est considérablement exhausé en trente ans, permettant à l'eau de réinonder son lit alluvial et de recréer des marécages. De nombreux microhabitats sont réapparus, favorisant entre autres le retour de reptiles et d'amphibiens (figure 12.4D).

Concernant un retour possible des grands animaux, mammifères et oiseaux (figure 12.4E), ils sont revenus progressivement grâce à des réintroductions et des protections fortes établies à l'échelle de l'Arkansas.

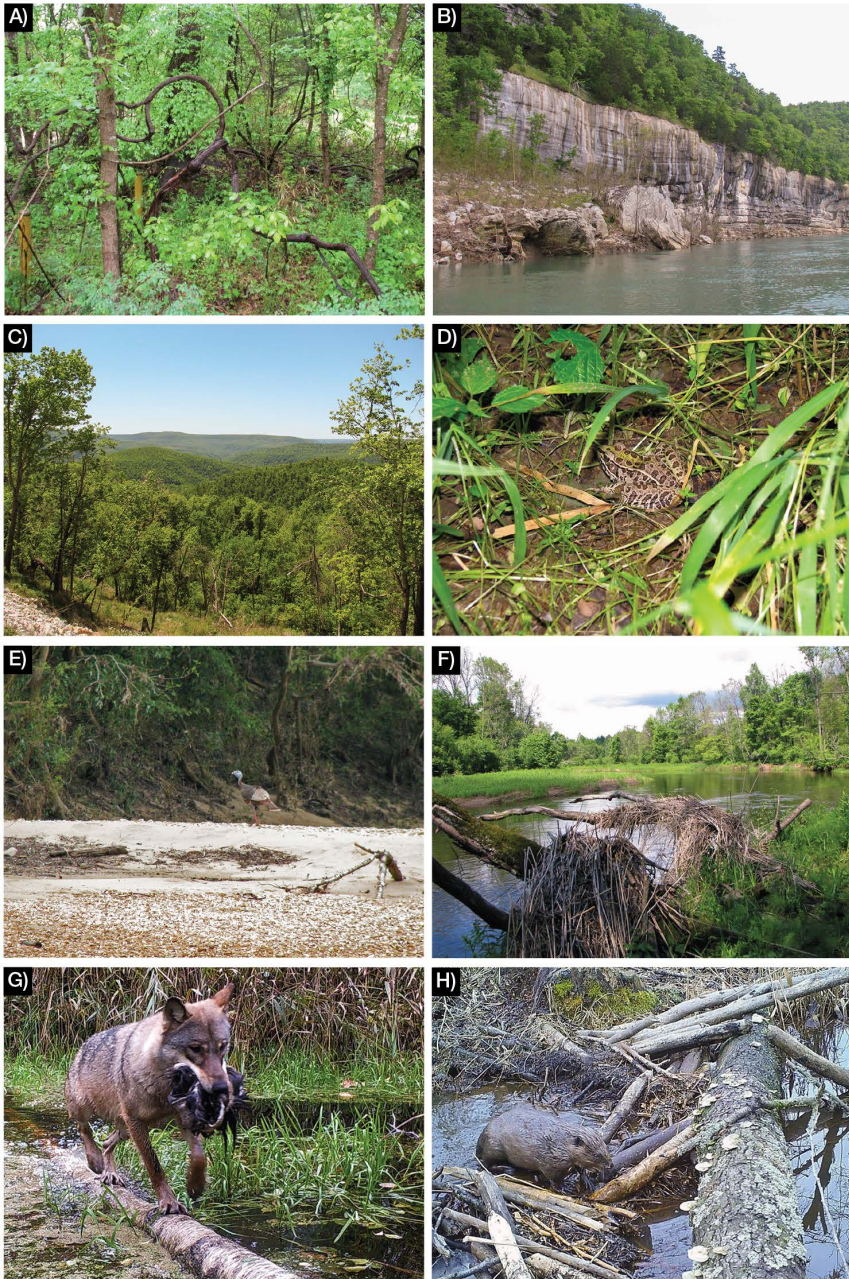


Figure 12.4. A) Des entrelacements de grandes lianes (ici *Vitis riparia*). B) La rivière Buffalo rena-turée. C) Paysage de l'aire protégée de la Buffalo National River, les sentiers sont peu nombreux et les routes absentes. D) Le crapaud américain (*Anaxyrus americanus*). E) Un dindon sauvage au bord de la rivière Arkansas. F) Une surface d'eau libre de retour après quelques décennies d'abandon des pratiques de drainage. G) Loup apportant un « jouet » à ses petits (vieux pneu sur lequel ils vont se faire les dents). H) Castor au niveau d'un dépôt de bois morts (© Claire Arnold, Annik Schnitzler et Vadim Sidorovich).

Le site est ainsi devenu un lieu magnifique de rencontres naturalistes, où le respect est de règle : s'il est possible de parcourir les milieux à pied en toute liberté, il est interdit de canoter sans un guide et d'y camper (mais des zones de campements sont disponibles, sauf dans les zones cœur). Quant aux animaux dangereux, des serpents venimeux au puma, on vous avertit de leur présence, sans plus. Un certain tourisme vert s'est développé et de nombreux emplois ont été créés pour les habitants de la vallée.

Mais l'histoire de la Buffalo River est remarquable pour deux autres raisons : une approche démocratique de la protection de la nature dans des milieux dévastés par l'arrivée des Européens, et un résultat spectaculaire des efforts de renaturation qui a également contribué à redynamiser les emplois locaux.

Renaturation de la forêt de Naliboki

Contexte

La forêt de Naliboki, située au centre-ouest de la Biélorussie, correspond à une vaste zone plate de 2 750 km² à 135 km à l'ouest de Minsk, la capitale du pays (figure 12.5). Elle est traversée par deux rivières (le Niémen et la Bérézina) et leurs affluents, qui inondent les forêts plusieurs fois au cours de l'année sur des durées de vingt à quarante jours, générant de vastes marais, la plupart boisés par l'aulne glutineux et le bouleau pubescent (figure 12.4F). Ces milieux humides couvrent 47 % de la surface totale de la forêt. Sur les parties les plus élevées d'anciennes dunes, évoluent divers types de forêts constitués de pins, ou encore d'épicéas mêlés

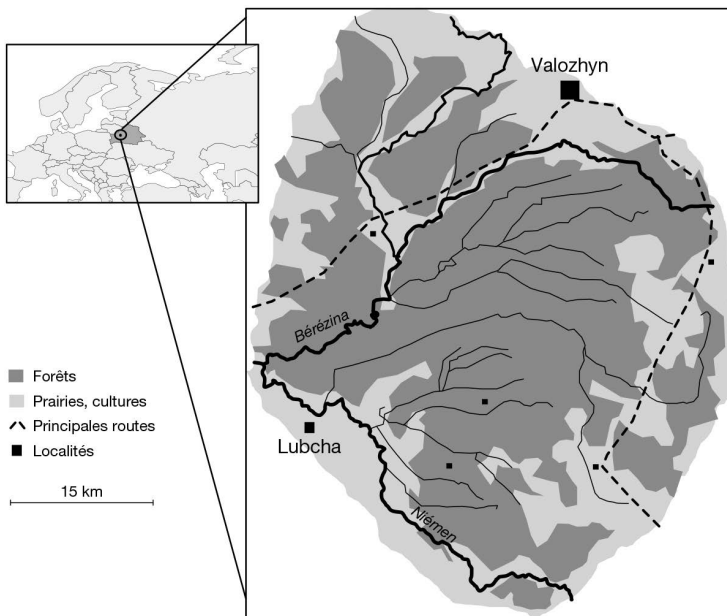


Figure 12.5. Carte de localisation de la forêt de Naliboki.

de bouleaux. Sur les terrasses plus fertiles s'étendent des chênaies riches en érable plane et en tilleul. Ces forêts sont exploitées par larges coupes, et seuls 7 % sont composés d'arbres de plus de 80 à 100 ans, voire un peu plus.

Entre 1960 et 1980, les rivières ont été drainées et les marais asséchés pour agrandir les surfaces exploitables pour le commerce du bois. Dix ans plus tard, en 1990, après le départ des Russes, ces activités se sont fortement ralenties par l'émigration des populations rurales vers les villes. La tranquillité du lieu a été renforcée par la création d'une réserve forestière (un *zakaznik*, ou aire de gestion et de protection du paysage) d'environ 900 km² où toute chasse est interdite, même celle des carnivores (lynx, loup, ours).

Une remontée globale des eaux dans toutes les parties basses de Naliboki

La conquête végétale des marais a repris avec l'abandon de l'entretien des drains en plusieurs étapes. Saules, bouleaux et aulnes ont rapidement envahi les bords des drains. Les castors (figure 12.4H), qui n'étaient plus chassés, ont réinvesti les abords des drains peu à peu colonisés par les bois tendres, et y ont construit leurs huttes. En bouchant les écoulements, ils ont provoqué une remontée générale des niveaux d'eau de toute la forêt, comme dans l'Arkansas. Près de 700 nouveaux marais se sont alors développés.

La remontée des eaux a stimulé la croissance des plantes aquatiques, qui ont en retour favorisé la réinstallation de la faune aquatique et semi-aquatique : gros coléoptères aquatiques, diverses espèces d'amphibiens, poissons de milieux stagnants, amphibiens hivernants. Ces espèces ont été alors prédatées par de nombreux grands oiseaux de plus en plus présents : hibou grand-duc, aigle criard, chouette lapone, busard, héron, grue et cigogne noire.

L'abondance des huttes de castor a aussi favorisé toutes les espèces qui les occupent quand elles sont abandonnées par leurs propriétaires. En effet, la loutre, le vison européen (voir chapitre 7) s'y réfugient l'hiver et y élèvent leurs petits. On peut aussi y trouver serpents et amphibiens en hibernation. De plus, la remontée des eaux a aussi considérablement limité les chemins, et donc la pénétration des villageois. Les drains en voie de comblement, encombrés de bois mort, sont devenus les voies de passage des loups (figure 12.4G). Contrairement à l'Europe de l'Ouest et dans une moindre mesure les États-Unis, la Biélorussie a conservé des réseaux trophiques de grands animaux presque complets. En dehors du bison d'Europe, réintroduit, le pays comprend encore de nombreux herbivores (élan, cerf, chevreuil, castor – figure 12.4H – et sanglier) et carnivores sauvages (loup, ours, lynx ; Sidorovich, 2011).

Conclusion

On retrouve dans les exemples de la vallée de la Buffalo et de la forêt de Naliboki des similitudes frappantes, et ce malgré des contextes environnementaux et sociétaux différents. Une leçon peut en être tirée : la nature peut très vite reprendre

ses droits dans des environnements parfois très dégradés, mais pour cela il faut des surfaces suffisantes et surtout le retour de réseaux trophiques autochtones les plus complets possibles. Il serait donc évidemment simpliste d'affirmer que ces exemples doivent servir de modèle partout, mais ils n'en fournissent pas moins une source d'inspiration. D'ailleurs, grâce aux nouvelles connaissances scientifiques et techniques, la gestion courante de la végétation rivulaire des cours d'eau est aujourd'hui loin d'être simpliste ou systématique. Elle dispose en effet d'outils pour développer de véritables stratégies construites à partir d'un diagnostic du territoire. Ces approches déjà engagées à la fin des années 1990 trouvent aujourd'hui des applications beaucoup plus précises pour les gestionnaires afin d'intervenir de manière pondérée mais efficace. Leur déploiement à plus large échelle implique notamment le développement des compétences spécifiques pour leur mise en œuvre, et donc un investissement dans la formation aussi bien des techniciens que des bureaux d'études.

Références bibliographiques

- Arnold C., Schnitzler A., 2020. Ecology and genetics of natural populations of North American *Vitis* species used as rootstocks in European grapevine breeding programs. *Frontiers in Plant Science*, 11, 866. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00866>
- Barthod C., Dupouey J.-L., Larrère R., Sarrazin F., 2021. La libre évolution, un concept aux multiples facettes. *Revue forestière française*, 73, 105-114. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5422>
- Boyer M., Popoff N., Piton G., 2023. *La Gestion de la végétation dans le cadre de la compétence GEMAPI, guide technique*, étude réalisée pour le compte de l'Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, Collection technique, 106 p.
- Dufour S., Moulin B., Piégay P., 2003. Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges? *Forêt méditerranéenne*, 24 (3), 335-345.
- Fotorino É., 1989. *La France en friche*, Éditions du Lieu commun, 208 p.
- Génot J.-C., 2008. *La Nature malade de la gestion*, Paris, Sang de la Terre, 240 p.
- Gosselin F., Génot J.-C., Lachat T., 2021. Libre évolution et naturalité en forêt : définitions et métriques associées. *Revue forestière française*, 73 (2-3), 115-136. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5464>
- Schnitzler A., 2014. Towards a new European wilderness: embracing unmanaged forest growth and the decolonisation of nature. *Landscape and Urban Planning*, 126, 74-80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.011>
- Sidorovich V., 2011. *Analysis of Vertebrate Predator-Prey Community*, Minsk, Tesey, 739 p.
- Smith K.L., 2004. *Buffalo River Handbook*, Ozark Society Foundation, 464 p.

Rôle et gestion du bois mort et flottant sur terre et dans l'eau

Borbála Hortobágyi, Guillaume Piton, Mireille Boyer

Le bois mort est une composante naturelle des ripisylves. Il trouve son origine dans la chute sur place de branches et de troncs liée à la sénescence des arbres, à leur dépérissement ou à leur instabilité (chablis). Il est aussi produit sous forme de bois flotté lors de crues qui affouillent les berges arborées, déstabilisent les versants et transportent les pièces de bois tombées dans la zone inondée. On distingue ainsi dans le présent chapitre le « bois mort », qui désigne les pièces de bois présentes dans les lits mineur et majeur des rivières, tombées sur place ou flottées, et le « bois flottant », qui désigne les pièces de bois transportées par les crues, recrutées dans le stock de bois mort ou par la chute d'arbres vivants. Le bois flottant (mort ou vivant) pendant les crues forme parfois des embâcles sur des ponts et des barrages, ce qui justifie dans l'imaginaire collectif des modes de gestion et de l'entretien. Cet entretien, mené entre les crues, porte notamment fortement sur le bois mort. Pourtant, tout le bois mort ne flotte pas et ne forme pas systématiquement des embâcles, et tout le bois flottant n'est pas composé de bois mort. C'est pourquoi nous pensons important de distinguer bois mort et bois flottant.

Historiquement récupéré comme bois de chauffe ou bois d'œuvre, le bois mort fait une réapparition progressive dans les milieux rivulaires en raison du boisement des corridors ripicoles suite à la déprise agraire (voir fiche 3). De plus, le changement climatique, en accélérant le dépérissement des forêts, augmente également l'apport de bois dans le cours d'eau. Il concentre aussi une importante part de l'effort d'entretien des gestionnaires des cours d'eau, en raison des risques que le bois flottant peut représenter pour la sécurité. En effet, sa présence dans les rivières peut constituer un danger pour les infrastructures et les populations riveraines. L'accumulation de bois flottant au niveau des rétrécissements du chenal (pont, seuil, barrage) peut provoquer des débordements, augmentant ainsi le risque d'inondation. Le bois mort en rivière souffre enfin d'une perception extrêmement négative par les citoyens, les décideurs, mais aussi les spécialistes et les gestionnaires (Le Lay, 2006) ainsi que dans le droit de l'environnement qui encadre sa présence (Le Lay et Piégay, 2007).

Longtemps ignoré par les chercheurs, le bois mort suscite un intérêt croissant, notamment en raison de son rôle bénéfique dans les écosystèmes fluviaux (figure 13.1). Les processus qui lui sont associés sont souvent complexes et très variables, rendant difficiles les prédictions précises quant à sa présence et à ses effets. L'enjeu principal consiste à trouver des solutions de gestion optimales qui permettent de concilier la réduction des risques et la conservation des milieux. Dès 2003, Piégay *et al.* faisaient le point sur les spécificités des forêts riveraines et pointaient les origines et les modes de gestion du bois mort. Les travaux scientifiques des dernières décennies se sont attelés à mieux comprendre son origine, sa mobilité, ses effets sur les écosystèmes et sur les enjeux anthropiques. Des documents dédiés aux gestionnaires ont ainsi été publiés récemment. Par exemple, le guide de gestion de la végétation des rives de cours d'eau de Boyer *et al.* (2023), destiné aux techniciens de rivières, comporte une partie sur le bois flottant et propose des modes de gestion selon les contextes (proximité des enjeux, criticité des ouvrages situés en aval). De même, Boivin *et al.* (2019) proposent un guide technique explicitant la dynamique du bois mort en rivière et fournissent des outils d'aide à la décision quant à la gestion des embâcles. L'estimation de la production de bois flottant, ses interactions potentielles avec les ponts et les barrages et la conception des ouvrages de piégeage ont été quant à elles récemment couvertes par les guides de l'OFEV (2019) et de Quiniou et Piton (2022). Enfin, Biron (2017) passe en revue les méthodes de restauration des habitats piscicoles qui font de plus en plus appel à la réintroduction de bois mort (voir aussi les guides anglophones : Brooks *et al.*, 2006 ; USBR et USACE, 2016 ; Wheaton *et al.*, 2019). En effet, le bois mort en rivière a de multiples effets bénéfiques sur les milieux aquatiques (Maridet *et al.*, 1996), de même que sur les milieux terrestres, où le bois mort au sol ou sur pied est un facteur clé de la qualité des milieux (Bütler *et al.*, 2020 ; Lachat *et al.*, 2019).

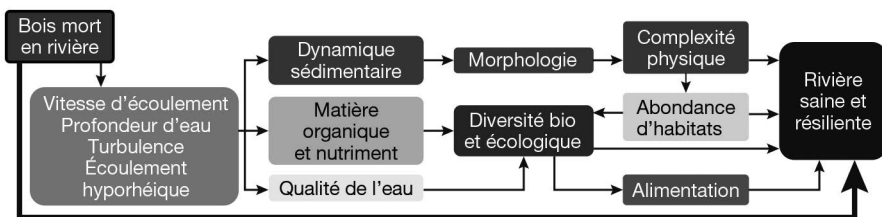


Figure 13.1. L'influence du bois mort et ses effets bénéfiques dans les rivières (traduit de Ruiz-Villanueva, 2020).

La littérature scientifique et technique est donc riche sur la thématique. Le présent chapitre vise à synthétiser les éléments scientifiques disponibles sur quatre points que nous avons sélectionnés : la production et la mobilité du bois flottant en rivière ; les effets du bois mort sur les milieux aquatiques ; les effets du bois flottant sur les enjeux humains ; et la gestion du bois mort et du bois flottant en rivière. Un unique chapitre sur cette question ne peut évidemment couvrir

toute sa complexité. Les ouvrages cités en référence permettront d'accéder à de plus amples détails et à d'autres références clés sur ces différents aspects du bois mort en rivière.

Production et mobilité du bois flottant en rivière

Le régime du bois en rivière, par analogie au régime hydrologique (Wohl *et al.*, 2019) et au régime sédimentaire (Gurnell, 2007), est influencé par une série de processus en cascade, allant de la production (le recrutement) à l'entraînement, au transport, puis au dépôt, au stockage, à la fragmentation ou encore à la décomposition. La distance parcourue par le bois pendant les crues ainsi que les lieux où il est retenu varient considérablement en fonction du débit, des caractéristiques du bassin versant, de la plaine inondable, du chenal, de la forêt riveraine et de la quantité de bois transporté. Cette variabilité spatiale et temporelle rend difficiles la prévision et la modélisation précises du régime du bois. Le manque de données, la complexité des processus et l'absence de protocoles standardisés compliquent encore davantage l'établissement de relations générales entre les paramètres d'écoulement et la dynamique du bois, soulignant ainsi la nécessité de suivis à long terme. Un travail récent a recensé les outils et les méthodes utilisés pour étudier la production et le transport du bois (Ruiz-Villanueva *et al.*, 2024).

La production de bois en tête de bassin est principalement liée aux processus des versants (ex. : glissement de terrain, lave torrentielle, avalanche) ou simplement à la mortalité des arbres. Plus en aval, lorsque les lits des rivières s'élargissent, l'érosion des berges arborées, en tant que processus naturel, devient le principal moteur de la production de bois, tout en fournissant des sédiments à la rivière. Les dépérissements de peuplements entiers liés à des maladies émergentes sont également une source significative d'apports de bois dans les cours d'eau (voir chapitre 8). La quantité de bois recrutée varie non seulement en fonction du style fluvial, mais aussi de l'âge de la strate ligneuse. Dans une rivière en tresses, l'apport du bois provient principalement de formations pionnières à bois tendre, tandis que dans une rivière à méandres, l'érosion peut atteindre des stades matures d'espèces à bois dur (Gurnell *et al.*, 2002). L'utilisation des photographies aériennes est un moyen relativement simple et peu coûteux pour identifier les zones dynamiques, qu'il est possible de croiser avec la densité de la végétation afin d'estimer les quantités de bois recrutées.

La mobilité du bois en rivière dépend de trois facteurs clés : les caractéristiques de la végétation riveraine (hauteur, densité, architecture des arbres, voir chapitres 1 et 6), le régime hydrologique et la morphologie du chenal (voir chapitre 5). La relation entre la taille du cours d'eau et la hauteur des arbres influence cette dynamique. Dans les petites rivières, les arbres tombés s'ancrent souvent entre les berges, limitant leur déplacement, sauf en cas de crues torrentielles ou après fragmentation. Dans les rivières où la largeur du chenal dépasse la hauteur des arbres, les pièces sont plus mobiles et leur déplacement dépend fortement de l'hydrologie.

Toutefois, la morphologie des pièces joue également un rôle important dans leur mobilité, car une pièce de bois de grande taille et de morphologie complexe (branches, souche) est plus susceptible de former un embâcle, notamment au niveau d'un pont. Il existe peu de suivis de la dynamique du déplacement du bois, mais, lorsque c'est le cas, les pièces de bois sont marquées à l'aide d'étiquettes en métal ou en plastique, de peinture ou plus récemment de puces/transpondeurs RFID (*Radio Frequency Identification*) et de GPS. Les distances de transport dans les cours d'eau étroits (largeur < 3-5 m) sont mal connues mais sont *a priori* très courtes (quelques dizaines à centaines de mètres). Les rivières de largeur intermédiaire (5-20 m) montrent des distances de transport moyennes de quelques centaines de mètres et des distances maximales de quelques kilomètres par événement hydrologique. Dans les cours d'eau larges (> 50 m), la mobilité est par contre très forte, de plusieurs kilomètres à des dizaines de kilomètres. En cas de crue morphogène majeure élargissant le lit du cours d'eau de façon significative, un cours d'eau étroit peut éventuellement gagner une largeur intermédiaire et voir la mobilité des bois flottants produits grandir en conséquence.

Plusieurs études ont montré que le transport de bois ne dépend pas de manière linéaire du débit de la rivière (Hortobágyi *et al.*, 2024; MacVicar et Piégay, 2012). Deux crues avec un débit de pointe identique peuvent entraîner des mobilisations et des transports différents, car l'historique des crues récentes et le déroulement de l'hydrogramme sont des facteurs déterminants. Le transport du bois pendant une crue ne commence qu'une fois un certain seuil de débit atteint, variable selon les rivières, permettant la mise en flottaison des pièces disponibles et le recrutement de nouveaux éléments par érosion des berges. Le transport du bois est surtout marqué pendant la montée des eaux et devient généralement négligeable lors de la décrue. Lorsque le niveau d'eau diminue, et que le cours d'eau ne peut plus transporter le bois, les pièces se déposent dans le chenal, sur les bancs ou dans la plaine d'inondation. La végétation riveraine peut également constituer un obstacle naturel, freinant ou formant un obstacle au déplacement du bois et favorisant son stockage. Désormais, les caméras de vidéosurveillance sont utilisées afin de quantifier le flux de bois, avec un post-traitement approprié, en nombre de pièces transportées par unité de temps. Les premières comparaisons interbassins commencent à cerner les paramètres clés déterminant la dynamique de transport du bois, mais une large gamme d'observations est encore nécessaire pour identifier d'autres facteurs influents et améliorer notre capacité de prédictions du transport de bois.

Effet du bois mort sur les milieux aquatiques

Le bois mort joue un rôle crucial dans l'hydrogéomorphologie et l'écologie des rivières en influençant les interactions entre l'eau, les sédiments et la végétation. Intégré dans le chenal, il modifie les processus fluviaux et diversifie les habitats aquatiques, jouant un rôle clé dans les écosystèmes riverains (figure 13.1).

Sur le plan géomorphologique, le bois agit à différentes échelles spatiales et temporelles. Localement, il influence la morphologie de son environnement immédiat, tandis qu'à une échelle plus large il peut modifier la forme et la dynamique des cours d'eau. Les pièces de bois déposées dans le chenal affectent les écoulements et les flux sédimentaires, entraînant des modifications dans les processus d'érosion et de dépôt (voir chapitre 5). Les vitesses d'écoulement deviennent contrastées dans son environnement immédiat. En amont des pièces de bois, les affouillements et l'érosion sont souvent accrus, formant ainsi des mouilles et des refuges, alors qu'en aval, les sédiments tendent à s'accumuler, modifiant la morphologie du lit. Ces sédiments retenus peuvent être remobilisés lorsque les pièces de bois sont déplacées. Le bois influence non seulement la quantité de sédiments, mais aussi leur granulométrie. À une échelle plus large, l'augmentation de la rugosité du chenal, due au bois, réduit l'énergie disponible pour l'érosion des berges et le transport des sédiments, contribuant ainsi à la stabilité des rivières à long terme. De plus, une grande quantité de bois dans un corridor fluvial ralentit l'écoulement de l'eau, prolonge la durée des crues et réduit le pic de crue en stockant l'eau dans certaines portions du cours d'eau. L'effet du bois dans les rivières peut, dans certains cas, entraîner une transformation du style fluvial. Les accumulations de bois peuvent en outre augmenter la connectivité entre le chenal et la plaine alluviale, favorisant les interactions hydrologiques et géomorphologiques, notamment lors des crues, et fournir des services écosystémiques tels que l'échange hyporhéique (c'est-à-dire avec les eaux souterraines) et l'amélioration de la qualité de l'eau. Enfin, les embâcles stabilisent les bancs et les îles, facilitant l'implantation durable de la végétation. Dans certains cas, ces embâcles peuvent persister pendant plusieurs décennies, voire plus d'un siècle.

Le rôle écologique du bois, étroitement lié à ses impacts hydrologiques, hydrauliques et géomorphologiques, réside dans sa capacité à diversifier les conditions environnementales, créant ainsi une mosaïque complexe d'habitats propice aux organismes vivants (voir chapitre 7). Grâce à son effet sur la granulométrie, le bois favorise la présence des frayères de poissons. La diversité morphologique du lit, incluant la présence de fosses profondes, offre des habitats essentiels pour les alevins ainsi que pour les espèces préférant les faibles vitesses de courant. En période de hausse des températures de l'eau, les fosses profondes servent de refuges thermiques, tout en maintenant la connectivité longitudinale avec le chenal durant les périodes d'étiage estivales. Le bois aide aussi à retenir les nutriments en capturant des éléments organiques, fournissant ainsi une source de nourriture abondante pour les organismes benthiques. De plus, les pièces de bois elles-mêmes servent d'habitats et de sources de nutriments, par exemple pour les macro-invertébrés.

Effet du bois flottant sur les enjeux humains

Les effets du bois flottant sur les enjeux humains sont principalement hydrauliques, à travers des rehausses des lignes d'eau de crue par l'effet d'obstruction

des ouvrages hydrauliques (ponts, dalots, barrages, seuils et prises d'eau) ou dans les zones naturelles où les accumulations de bois flottant sur les points hauts, arbres et blocs rocheux, viennent faire obstacle aux écoulements. Dans une autre mesure, des effets géomorphologiques peuvent apparaître aussi sous la forme d'érosions que les embâcles peuvent initier en détournant les écoulements vers les berges, ou par les affouillements qu'ils encouragent en s'accumulant au niveau des piles de ponts, forçant ainsi les écoulements à accélérer sur les côtés et sous les accumulations.

On peut prédire la plus ou moins grande propension d'un ouvrage à former des embâcles en s'intéressant aux facteurs influençant la mobilité du bois flottant et en évaluant son passage au niveau de l'ouvrage. Le transport de bois étant un processus totalement naturel et aussi incontrôlable que le transport de sédiments et la morphodynamique fluviale associée, il est utile de souligner que si un ouvrage souffre de problèmes d'obstruction par des embâcles, l'origine du phénomène est à chercher d'abord du côté de l'ouvrage : notre contrôle de la production et du transport de bois flottant étant dans le meilleur des cas très limité. La meilleure façon de ne pas souffrir de problèmes d'obstruction est de concevoir des ouvrages « transparents ».

En se focalisant sur le paramètre de premier ordre – le rapport entre largeur de cours d'eau et longueur des pièces de bois –, trois compartiments caractéristiques émergent naturellement.

Dans les têtes de bassins

La mobilité des gros bois y est faible et l'activité géomorphologique n'est pas toujours assez intense pour déstabiliser les arbres matures. Le bois flottant est surtout constitué de petites pièces (branches) et éventuellement de quelques gros éléments issus des abords directs du secteur étudié. Ces petits cours d'eau sont aussi malheureusement souvent équipés d'ouvrages de très petits gabarits (ponceau, buse et dalot sous-dimensionnés) qui peuvent être complètement bouchés par les bois flottants et les sédiments transportés qui s'accumulent contre ces derniers. Les ouvrages sont alors submergés et contournés par les écoulements, générant d'éventuels dommages aux berges et aux talus routiers attenants. Les effets géomorphologiques du bois flottant sont alors très localisés (anse d'érosion formée par la rupture de la souche affouillée ou par un effet d'obstacle très local), sauf dans les cas de berges très érodables. Dans ces derniers cas, en présence d'embâcle, des érosions massives peuvent avoir lieu en cas de forte crue, générant éventuellement des déstabilisations de versant et des glissements de terrain (apportant eux aussi leur lot de bois flottant au lit du cours d'eau). Dans les secteurs très encaissés et aux berges peu érodables, les petits embâcles participent à la stabilisation – au moins temporairement – et à la diversification des habitats aquatiques. Les gros chablis d'arbres en travers des torrents aux berges stables vont, eux, jouer le rôle de tri-bois naturels (pièges à bois flottants) et retenir une large part du bois flottant mobile qui aurait pu

causer des dommages en aval. Le caractère plus ou moins érodable des berges et la possibilité de déstabilisation du versant doivent ainsi être un point d'attention dans la gestion du bois mort et de la ripisylve.

Dans les rivières de largeur intermédiaire

La mobilité du bois flottant y est plus forte et la problématique des embâcles est très variable, directement liée à la plus ou moins grande capacité des ouvrages à permettre le passage du régime du bois de la rivière (pour une synthèse des critères et des méthodes d'estimation des probabilités de formation d'embâcle, voir Quiniou et Piton, 2022). Certains ponts présentent des caractéristiques malheureusement très propices à l'arrêt du bois flottant : travée de longueur limitée, pile(s) en rivière, tablier calé trop bas. *A contrario*, les ouvrages présentant des gabarits enjambant l'ensemble du lit mineur, empiétant de façon limitée sur la zone inondable et avec des travées assez longues pour laisser passer les plus grands flottants transportés (typiquement, des longueurs de travées > 20 m), ne sont que très rarement concernés par des problèmes d'embâcle. Sur les ouvrages non adaptés au passage du bois flottant, les embâcles génèrent dans ces rivières intermédiaires des obstructions partielles (très rarement totales), en s'accumulant au niveau des piles et des tabliers mis en charge, contraignant ainsi la section d'écoulement. La rehausse des lignes d'eau peut être estimée en considérant cette réduction de la section hydraulique. Les effets géomorphologiques principaux des embâcles sont l'érosion par contournement des ouvrages submergés et une augmentation de la mobilité latérale des cours d'eau suffisamment étroits pour être barrés sur tout ou partie de leur largeur par des embâcles. Cette mobilité latérale peut avoir tendance à recharger le cours d'eau en bois flottant frais.

Dans les grandes rivières

Malgré une mobilité du bois flottant très forte, il n'est pas ou peu relevé de conséquences négatives du bois flottant, à l'exception peut-être de l'affouillement de certaines piles de pont insuffisamment fondées. Les gabarits des ouvrages sont en effet généralement suffisants à son passage, et son effet global sur la dynamique morphologique du cours d'eau est marginale. Le bois flottant s'accumule alors souvent au droit des îles, sur les bancs de graviers, à l'extrados des coudes et dans les bras secondaires, ainsi qu'au niveau des lacs formés par les barrages et les prises d'eau. Si la largeur des vannes et des passes de barrages permet son passage (largeur de passage > longueur des plus grands flottants), le bois flottant est normalement relargué vers l'aval lorsque les hauteurs de surverse en crue sur les évacuateurs dépassent 1,7 à 3 fois le diamètre des troncs. Si les ouvrages présentent des largeurs de passages inférieures à la longueur des grands flottants, des embâcles se forment aux évacuateurs, diminuant leur capacité hydraulique et générant des rehausses des lignes d'eau en crue (rehausses plus faibles que sur les ponts parce que la profondeur de la retenue donne à l'écoulement une grande section de passage sous le tapis ou le radeau formé par les flottants).

Gestion du bois mort et du bois flottant en rivière

Le retrait du bois mort a été, et reste souvent, la pratique la plus courante de gestion au travers d'opérations de billonnage et d'évacuation ou d'éventuel broyage. Ce mode de gestion est notamment guidé par une perception collective très négative du bois mort, considérant ce dernier responsable d'érosions et d'inondations : il faut « nettoyer les rivières des embâcles ». Le terme de « nettoyage » associe l'image du bois mort à un déchet, et le fait d'utiliser systématiquement « embâcle » pour « bois mort » renvoie à l'image du risque. Pourtant, les travaux de recherche menés depuis cinquante ans sur les effets du bois mort sur la qualité des milieux constituent désormais un corpus de connaissance solide soulignant son caractère clé et positif sur les milieux naturels. Retirer ces éléments constitue donc une altération majeure de l'environnement.

Soulignons par ailleurs que, dans la mesure où l'effort d'entretien se dirige principalement sur le bois mort (plutôt que sur une gestion intégrée et de long terme de la ripisylve, voir plus loin et chapitre 12), l'efficacité de cet entretien à diminuer le transit de bois flottant et le risque d'embâcle est faible dans tous les cours d'eau suffisamment actifs géomorphologiquement : la production de bois flottant y est très majoritairement associée à des érosions de berges et à des glissements de terrain, pourvoyeurs du bois frais à la rivière en crue. Les rares relevés post-crue qui ont tenté de discriminer la part des embâcles constituée soit par du bois mort précédemment présent dans le lit de la rivière, soit par des dépôts anthropiques inondés et transportés (exploitation forestière, scierie), soit par du bois frais affouillé et transporté par la crue, concluent à une très large majorité de la dernière catégorie. Focaliser l'effort sur la première catégorie n'a donc qu'une efficacité réelle très limitée. Les crues transportant beaucoup de bois flottants étant rares, de tels modes de gestion peu efficaces peuvent persister pendant des décennies. Ils sont ensuite réactivés suite à une forte crue, sous la pression de la société civile en conséquence du traumatisme laissé par ces événements et d'une méconnaissance des processus contrôlant le régime du bois. La leçon principale tirée des études post-crues du régime du bois dans les cours d'eau actifs géomorphologiquement est que le bois flottant est systématiquement présent en fortes quantités (en comparaison des quantités associées aux petites crues). Cette présence est une conséquence directe de la morphodynamique fluviale : il faut gérer la rivière en connaissance de cause et apprendre à vivre avec. Comprendre le régime du bois dans un cours d'eau est ainsi tout aussi important que comprendre son fonctionnement hydrosédimentaire afin de pouvoir mener une politique de gestion durable et adaptée. Le mode de gestion le plus efficace des problèmes d'embâcle est de supprimer ou d'adapter les verrous hydrauliques que forment les ponts et les barrages mal conçus pour cette problématique. En alternative aux ponts de grand gabarit, soulignons que les passages à gué et les ouvrages submersibles permettent une transparence totale au bois flottant pendant les crues majeures.

L'adaptation des verrous n'est pas toujours possible (ex. : verrous trop nombreux, ouvrage patrimonial, contraintes géotechniques, de construction ou de circulation).

Dans ce cas de figure, il est possible de mettre en place des aménagements piégeant le bois flottant en amont des verrous hydrauliques. Une large gamme d'ouvrages de piégeage existe : depuis de très légers filets métalliques ou râteliers de pieux jusqu'à de lourds ouvrages en béton armé adaptés aux processus sévissant dans les plus gros torrents. Des critères de conception et des retours d'expérience de ces types d'ouvrages sont désormais disponibles (Benaksas et Piton, 2023 ; Quiniou et Piton, 2022). En amont de pièges à embâcles (ou tri-bois), il est inutile de billonner ou de retirer le bois mort : l'entretien doit être cantonné aux éléments piégés dans l'ouvrage par les crues, limitant ainsi les coûts de gestion et l'altération du milieu en amont. Dans les tronçons situés entre ces ouvrages et les verrous hydrauliques qu'ils protègent, un entretien doit être mené avec des intentions et une intensité adaptées au milieu (Boyer *et al.*, 2023). Soulignons que ces ouvrages visent simplement à contrôler la localisation des embâcles qui se formeraient sinon dans des zones vulnérables. Les embâcles formés dans les pièges à flottants génèrent ainsi, eux aussi, des effets hydrauliques et géomorphologiques. Leur localisation doit donc être ajustée au mieux : aussi proche que possible des enjeux pour limiter l'entretien du tronçon intermédiaire, mais assez loin des zones vulnérables pour que les effets hydrauliques et géomorphologiques des embâcles ne génèrent pas de problèmes.

Bien que potentiellement sensibles aux embâcles, de nombreux verrous ne justifient pas que des pièges à embâcles soient mis en œuvre en amont (ex. : probabilité d'embâchement assez faible, enjeux peu nombreux, sensibilité particulière du milieu naturel). En amont de tels ouvrages, comme dans les tronçons de rivières traversant les zones à enjeux, un entretien de la végétation de berges peut être justifié. Cet entretien doit être adapté aux caractéristiques de la rivière qui influencent le régime du bois (largeur, hydrologie, activité morphogène, incision, capacité de passage des crues). Il doit également tenir compte des caractéristiques de l'ouvrage (largeur des travées, mise en charge possible, vulnérabilité à la submersion et au contournement, caractère stratégique de la voie pour la gestion de crise et pour la circulation courante), de l'état de la ripisylve (type, état sanitaire des peuplements, capacité du peuplement à piéger le bois flottant issu de l'amont, risque de déstabilisation de grands éléments) et enfin de la vulnérabilité des enjeux situés à proximité directe et inondés en cas d'embâcle.

Le guide de Boyer *et al.* (2023) indique comment établir un plan pluriannuel de gestion de la végétation. Il décrit les diagnostics préalables à la préparation d'un tel plan, les intentions diverses qui doivent guider une intervention sur un tronçon donné et les types d'opérations associés. Si les ripisylves sont les sources principales du bois flottant lors des crues, soulignons qu'elles en régulent aussi fortement le transit dans les petites et les moyennes rivières. Une gestion intégrée de la ripisylve en vue de limiter les risques d'embâcles ne se cantonne ainsi pas à abattre les arbres instables et à billonner les éléments au sol. Pour bénéficier de l'effet stabilisateur des racines contre les érosions de berges, le gestionnaire va chercher à préserver les souches et le renouvellement progressif des peuplements

au travers d'un abattage sélectif. Les forêts alluviales situées dans les extrados des méandres, sur les îles ou en bordure de bras secondaires peuvent contribuer significativement à la régulation des flux de bois flottants et former de véritables pièges à flottants naturels. L'entretien dans ces secteurs doit donc aussi être guidé par de telles considérations. *A contrario*, dans les tronçons traversant des zones vulnérables au risque d'inondation telles que les agglomérations, l'entretien visera plutôt à maximiser le transit du bois flottant et à limiter la formation d'embâcles si leur effet sur les lignes d'eau aggrave le risque d'inondation. La gestion du bois mort doit de même être guidée par une compréhension du régime du bois : on retrouve ainsi très souvent des dépôts de bois flottant formés sur de très gros éléments peu mobiles, dénommés « bois structurants » ou « pièces maîtresses ». Ces éléments de bois structurants contribuent ainsi à la régulation naturelle du transit de bois flottant : leur rôle devrait être préservé dans les zones situées à distance suffisante des verrous sensibles. À courte distance, si le transport de ces bois structurants jusqu'aux verrous est probable, une intervention peut être souhaitable.

Il est aussi possible de stabiliser et de fixer des éléments de bois mort grâce à des pieux fichés dans les alluvions, en les appuyant sur des arbres stables ou encore en les lestant avec des enrochements (voir le guide USBR et USACE, 2016). Dans les pays anglo-saxons, la mise en évidence par les scientifiques et les pêcheurs de l'effet très bénéfique pour les milieux de la présence d'embâcles en rivière a mené à un profond changement de pratiques : les modes de gestion, similaires aux nôtres il y a quelques dizaines d'années, ont été complètement inversés, et la norme dans l'aménagement est désormais de réintroduire massivement du bois en rivière, plus ou moins fixé et stabilisé selon les sites et la sensibilité aux embâcles. Ainsi, plutôt que d'attendre que le stock de bois morts se reconstitue *via* des cycles forestiers naturels de plusieurs décennies, les gestionnaires apportent et placent dans le milieu ces éléments de bois qui manquent.

Des projets de restauration de rivière menés en France commencent timidement à intégrer de telles structures, avec des résultats positifs mais limités par l'ambition de cette réintroduction. Soulignons que les retours d'expérience menés à l'étranger sont très positifs. Nous espérons que les gestionnaires feront de plus en plus appel à ces approches qui utilisent des processus biophysiques et un matériau qui devrait être naturellement et massivement présent dans le milieu. La démocratisation de la gestion des bois morts en rivière devrait augmenter grâce à une meilleure compréhension des processus en jeu et à la conscience plus aiguë des biais émotionnels de perception ancrés dans notre culture.

Conclusion

Ce chapitre sur la gestion du bois mort et flottant en rivière ne saurait couvrir toute la complexité du sujet. Les travaux scientifiques et techniques la concernant ont été nombreux ces dernières décennies, et le consensus scientifique est clair sur les effets bénéfiques du bois en rivière. Il est nécessaire de dépasser la perception très négative

dans l’imaginaire collectif de la présence du bois mort en rivière. Il reste vrai que des embâcles se forment au droit des verrous hydrauliques pendant les crues les plus fortes. Le bois qui les compose ne trouve toutefois souvent pas son origine dans le bois mort en rivière, mais plutôt dans l’activité géomorphologique des rivières. L’expansion de la forêt alluviale, constituée d’arbres pionniers à courte durée de vie, continuera d’augmenter la source potentielle du bois. L’effet du changement climatique, entraînant l’abaissement des nappes phréatiques et le dépérissement des forêts, combiné à des événements climatiques extrêmes comme les tempêtes, crée des conditions particulièrement favorables à l’apport de bois. La modélisation de ces phénomènes complexes rencontre des obstacles, rendant essentielles la poursuite et l’amélioration des observations pour élaborer une démarche de gestion adaptative. Ainsi, la compréhension du régime de production et de transport du bois flottant est cruciale, et la gestion du bois mort et du risque d’embâcle par des opérations d’entretien change de paradigme sur plusieurs points :

- la gestion doit abandonner toute intervention à forte distance des enjeux pour se concentrer sur les tronçons situés dans la gamme de distance de mobilité du bois flottant grâce à la compréhension du régime du bois ;
- la prise en compte de la régulation naturelle du transit du bois flottant doit inciter les gestionnaires à préserver les gros éléments qui concentraient souvent l’attention et l’effort d’entretien. La décision de maintenir ou non ces éléments de bois structurants doit être guidée par la compréhension des facteurs qui pilotent la mobilité de ces éléments. Leur suivi *via* des inventaires et au moyen d’applications mobiles et de systèmes d’information géographique (SIG) facilement accessibles permettra aux gestionnaires d’affiner leur connaissance et d’adapter leurs modes de gestion ;
- dans certains cours d’eau, la ripisylve contribue aussi fortement à la régulation naturelle du bois flottant en le piégeant. L’identification de zones naturellement propices aux dépôts de flottants, au travers des mêmes inventaires post-crues, peut aussi guider l’entretien sélectif en maximisant cet effet là où il est souhaitable ;
- même en présence d’une régulation naturelle très efficace, la présence de bois flottant lors des crues majeures, en particulier dans les cours d’eau morphogènes, ne peut être exclue : le piégeage naturel ne peut être systématiquement total. La solution la plus efficace pour limiter les problèmes d’embâcle sera toujours l’adaptation ou le retrait des verrous formés par les ponts et les barrages inadaptés. Des ouvrages de génie civil plus ou moins lourds peuvent alternativement être mis en place sur les sites où la continuité naturelle du régime du bois ne peut être restaurée.

Références bibliographiques

- Benaksas S., Piton G., 2023. Action Embâcle : sources, risques et mesures associés. Outils et recommandations. Rapport final de la Tâche 4 : Retour d’expérience sur les pièges à bois flottant, report, Institut des géosciences de l’environnement, 43 p.
- Biron P.M., 2017. La restauration de l’habitat du poisson en rivière : une recension des écrits. Rapport scientifique présenté à la Fondation de la faune du Québec, 70 p.

- Boivin M., Maltais M., Buffin-Bélanger T., 2019. *Guide d'analyse de la dynamique du bois en rivière*, guide scientifique présenté au Conseil de l'eau du nord de la Gaspésie et à la Fondation de la faune du Québec, 97 p.
- Boyer M., Popoff N., Piton G., 2023. *La Gestion de la végétation dans le cadre de la compétence GEMAPI*, guide technique, Vallière, Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement de Provence-Alpes-Côte d'Azur, coll. Collection technique, 106 p.
- Brooks A.P., Abbe T., Cohen T., Marsh N., Mika S. *et al.*, 2006. *Design Guideline for the Reintroduction of Wood into Australian Streams*, Canberra, Land & Water Australia Canberra, 85 p.
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L., 2020. *Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeur pour leur inventaire*, Birmensdorf, Institut fédéral de recherches WSL, 58 p.
- Gurnell A.M., 2007. Analogies between mineral sediment and vegetative particle dynamics in fluvial systems. *Geomorphology*, 89 (1), 9-22. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.012>
- Gurnell A.M., Piégay H., Swanson F.J., Gregory S.V., 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47 (4), 601-619. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00916.x>
- Hortobágyi B., Vaudor L., Ghaffarian H., Piégay H., 2024. Inter-basin comparison of wood flux using random forest modelling and repeated wood extractions in unmonitored catchments. *Hydrological Processes*, 38 (6), e15176. <https://doi.org/10.1002/hyp.15176>
- Lachat T., Brang P., Bolliger M., Bollmann K., Brändli U.B. *et al.*, 2019. *Bois mort en forêt. Formation, importance et conservation*, Birmensdorf, Institut fédéral de recherches WSL, coll. Notice pour le praticien 52, 12 p.
- Le Lay Y.F., 2006. L'évaluation environnementale du bois en rivière par les gestionnaires des cours d'eau français. *Géocarrefour*, 81 (4), 265-275.
- Le Lay Y.F., Piégay H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. *L'Espace géographique*, 36 (1), 51-64.
- MacVicar B., Piégay H., 2012. Implementation and validation of video monitoring for wood budgeting in a wandering piedmont river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 1289. <https://doi.org/10.1002/esp.3240>
- Maridet L., Piégay H., Gilard O., Thévenet A., 1996. L'embâcle de bois en rivière : un bienfait écologique? un facteur de risques naturels? *La Houille blanche*, 82 (5), 32-37.
- OFEV, 2019. *Bois flottant dans les cours d'eau. Un projet de recherche à vocation pratique*, Berne, Office fédéral de l'environnement, coll. Connaissance de l'environnement, 102 p.
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. (eds), 2003. *Les Forêts riveraines des cours d'eau*, Paris, Institut pour le développement forestier, 464 p.
- Quiniou M., Piton G., 2022. *Embâcles : concilier gestion des risques et qualité des milieux. Guide de diagnostic et de recommandations*, ISL Ingénierie, INRAE, 135 p.
- Ruiz-Villanueva V., 2020. When a tree falls in a river... a cascade process begins. Keynote Lecture présenté à *10th International Conference on Fluvial Hydraulics (River Flow 2020)*, Villeurbanne.
- Ruiz-Villanueva V., Aarnink J., Ghaffarian H., Gibaja del Hoyo J., Finch B. *et al.*, 2024. Current progress in quantifying and monitoring instream large wood supply and transfer in rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 49 (1), 256-276. <https://doi.org/10.1002/esp.5765>
- USBR, USACE, 2016. *National Large Wood National Manual. Assessment, Planning, Design, and Maintenance of Large Wood in Fluvial Ecosystems: Restoring Process, Function, and Structure*, USA, US Bureau of Reclamation, US Army Corps of Engineers, 628 p.
- Wheaton J., Bennett S., Bouwes N., Maestas J., Shahverdian S. (eds), 2019. *Low-Tech Process-Based Restoration of Riverscapes: Design Manual*, version 1.0, Logan, 28 p.
- Wohl E., Kramer N., Ruiz-Villanueva V., Scott D.N., Comiti F. *et al.*, 2019. The natural wood regime in rivers. *BioScience*, 69 (4), 259-273. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz013>

Peupleraies de culture, entre enjeux sociétaux et environnementaux

Amélie Robert, Yann Dumas, Aurélien Sallé,
Adélie Chevalier, Marion Gosselin

Au détour de cours d'eau apparaissent parfois des peupleraies de culture. Elles sont formées de cultivars (variétés cultivées), qui sont des hybrides d'espèces introduites (euraméricains, interaméricains ou issus du peuplier noir américain). Avec leurs arbres identiques et alignés, elles se distinguent aisément, dans les paysages, des formations végétales subnaturelles, peuplées d'essences feuillues diverses, parmi lesquelles se trouve, pour une petite part, un autre peuplier, autochtone lui : le peuplier noir (Villar *et al.*, 2012 ; Villar et Forestier, 2017 ; voir chapitre 9). Le peuplier cultivé dans les paysages français est apparu au XVIII^e siècle en France ; « le lieu de naissance » se situerait le long du canal de Briare, près de Montargis dans le Loiret – il s'agit alors de peupliers d'Italie plantés de manière linéaire (Arnould, 2003). Mais c'est surtout après 1950 que la populiculture se développe, profitant notamment de la déprise agricole qui affecte alors les vallées : les peupleraies passent en France « de 67 100 ha en 1944 à quelque 282 000 ha en 1994 » (Arnould, 1996).

Malgré cette forte progression, la présence des peupleraies demeure toutefois relativement faible, voire négligeable : elles ne représentent aujourd'hui que 1,8 % des peuplements feuillus (CNP, 2016). La raison est à chercher dans leur exigence écologique. Préférant des sols humides à frais, les peupleraies se concentrent, à près de 60 %, dans les vallées alluviales (IGN, 2017), surtout celles des trois grands bassins populicoles que l'on compte en France : Picardie-Champagne-Ardenne, Pays de la Loire-Centre-Val de Loire et Aquitaine-Midi-Pyrénées (voir fiche 3). Malgré cette surface restreinte, les peupleraies fournissent 23 % du bois issu de peuplements feuillus (CNP, 2016), ce qui s'explique par leur croissance rapide (exploitation possible 15 à 20 ans après plantation). Il s'agit essentiellement de bois d'œuvre, utilisé par les industries de déroulage surtout (emballages légers et contreplaqué, en hausse) ou par les scieries (palettes, caisseries), sinon de bois énergie et de trituration. Les besoins augmentent. Pourtant, depuis les années 1990, les surfaces régressent : elles sont estimées aujourd'hui à 194 000 ha

par la filière (CNP²¹), qui craint une pénurie même si la dynamique de recul semble s'atténuer depuis quelques années. Ce recul réjouit bien sûr les opposants à la populi-culture (d'après les témoignages collectés par les auteurs auprès d'acteurs locaux). Les peupleraies sont en effet au centre de controverses, voire de conflits. Entre opposants et défenseurs, chacun avance ses arguments, mais leurs bases scientifiques peuvent être mises en doute par certains (Le Floch et Terrasson, 1995 ; Le Floch, 1996 ; Naudin *et al.*, 2024), et nous exposerons donc dans ce chapitre ces controverses, en discutant leurs fondements à partir de recherches conduites en région Centre-Val de Loire, avant d'élargir à l'échelle nationale.

Les peupleraies de la région Centre-Val de Loire

Les peupleraies de la région Centre-Val de Loire ont été étudiées principalement dans le cadre du projet Plantaclim²². Associant des acteurs de la filière et des territoires, celui-ci visait, selon son intitulé, à « maximiser les services des (re)plantations forestières dans le contexte du changement climatique ». Sur le plan scientifique, l'objectif était d'approfondir la connaissance des controverses et de leurs fondements : quels regards s'opposent et par qui sont-ils portés ? Retrouve-t-on les mêmes arguments chez les habitants et les usagers ? Et qu'en est-il des critiques portées sur le plan de la biodiversité ? Renvoient-elles à une réalité ?

Nous partions là des propos de Le Floch et Terrasson (1995), qui regrettaient « le peu de références scientifiques explicitement mobilisées dans le conflit, et les utilisations parfois abusives qui en sont faites », admettant que « de fait, il existe peu d'études sur l'écosystème "peupleraie" ». La recherche s'est fondée sur la notion de services écosystémiques, renvoyant aux « *benefits people obtain from ecosystems* » (« les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes ») (MEA, 2005), car elle est propice à l'interdisciplinarité (Robert, 2018) que requiert cette étude²³. Ont ainsi été étudiés des services de support (biodiversité), d'approvisionnement (état de la filière, ici non considéré) et culturels (activités récréatives et représentations), en y adjoignant les disservices²⁴. Les relevés de biodiversité ont été réalisés surtout à hauteur de trois sites d'étude, choisis au regard de l'importance de la populi-culture et de travaux antérieurs. Deux sont localisés dans la vallée de l'Indre : l'un en Indre-et-Loire, qui sera pris ici en exemple, et l'autre dans le département de l'Indre ; s'ajoute le troisième, dans la vallée du Loing, dans le Loiret. Y ont aussi été menés des entretiens avec des habitants et des usagers.

²¹ *Peupliers de France. Le portail de la filière peuplier*, Conseil national du peuplier. <https://www.peupliersdefrance.org/page/115-peupleraies-et-surfaces>

²² Financé par la Région Centre-Val de Loire et porté par l'UMR CITERES, 2021-2024 (<https://plantaclim.univ-tours.fr/>). Sur le plan sociologique, des recherches antérieures ont été conduites dans le cadre du projet « Du peuplier pour l'avenir » (financé par le ministère de l'Agriculture et porté par le Centre national de la propriété forestière Île-de-France Centre-Val de Loire).

²³ La notion s'est opérationnalisée, de sorte qu'elle faisait sens pour les acteurs socio-économiques, partenaires du projet.

²⁴ Les disservices désignent les méfaits causés par les écosystèmes au bien-être humain.

Émergence, essor et controverses

L'introduction de la populiculture varie selon les lieux. Sur le site tourangeau de la vallée de l'Indre, la présence de peupleraies de culture est avérée au moins depuis le début du ^{xx}^e siècle, en importance suffisante pour alimenter une usine de déroulage établie en 1905 à Azay-le-Rideau. Pour autant, en 1950, ces peuplements artificiels demeurent peu nombreux, concentrés plutôt à Bréhémont et ses alentours (figure 14.1). Dans la vallée, dominent les formations herbeuses et buissonnantes, en fait surtout des prairies, parsemées de rares forêts subnaturelles récentes. En effet, en comparant la carte d'état-major (^{xix}^e siècle) et la base de données de l'IGN (BD Forêt® : état actuel), on perçoit que, hormis l'actuelle forêt domaniale de Chinon qui s'étend sur le plateau, la majorité des boisements sont apparus après le ^{xix}^e siècle et, dans la vallée, ce sont surtout des peupleraies (figure 14.2). Sur ce site comme ailleurs, l'essor de ces plantations ne survient qu'après 1950 jusqu'aux années 1990 (figure 14.1), et il est tel qu'il suscite craintes et oppositions. Sur ce terrain, pour partie inclus dans le Val de Loire, inscrit sur la Liste du patrimoine mondial de l'Unesco en 2000, les opposants mettent en avant des arguments paysagers. Du moins était-ce le cas à Bréhémont, où s'est manifestée une volonté de restreindre les surfaces populiçoles : lorsque le directeur départemental de l'Agriculture et de la Forêt rend, en 2004, un « avis favorable » au maire « pour interdire toute nouvelle plantation et replantations d'arbres de haute tige », en d'autres termes de peupliers, près de la Loire, l'objectif affiché est « de préserver les relations visuelles entre les éléments constitutifs du paysage » (Robert, 2023). L'opposition est alors portée par des structures telles que le Parc naturel régional Loire-Anjou-Touraine (PNR LAT) ou la Mission Val de Loire qui, œuvrant au maintien de l'inscription à l'Unesco, est favorable aux covisibilités qu'empêchent la forêt et ici les peupleraies (Robert et Tebonou, 2020 ; Robert, 2023 ; voir chapitre 10 et fiche 6).

Derrière la préservation des paysages, l'enjeu est notamment touristique pour les élus, avec le déploiement de la Loire à vélo. Nous avons donc interrogé 69 cyclo-touristes, français et étrangers, le long de cette vélo-route, à hauteur de Bréhémont, en mobilisant des photographies comme supports. L'objectif était de vérifier si la présence de peupleraies pouvait constituer une gêne pour ces touristes. De ces entretiens, il ressort une focalisation sur les alignements, révélateurs de l'artificialité de ces peuplements (figure 14.3). Les enquêtés hésitent alors à leur attribuer le statut de forêt. Les peupleraies sont considérées comme des « forêts industrielles », « plantées pour couper le bois », « pour l'exploitation », mais de manière admise. Les critiques ont été rares, formulées par un seul enquêté, un cycliste résidant en fait à proximité. Pour les autres, la présence des peupleraies dans les paysages n'est pas remise en cause, au contraire. Elle est plutôt plébiscitée par les cyclotouristes, certes en recherche d'ombre – les entretiens ayant été conduits en plein été – et souvent peu connaisseurs de la nature. Pour eux, les peupleraies contribuent à une diversité paysagère qu'ils apprécient.

Cette diversité, à laquelle les peupleraies concourent, est particulièrement recherchée par les 12 randonneurs pédestres locaux interrogés, bien que plus critiques sur

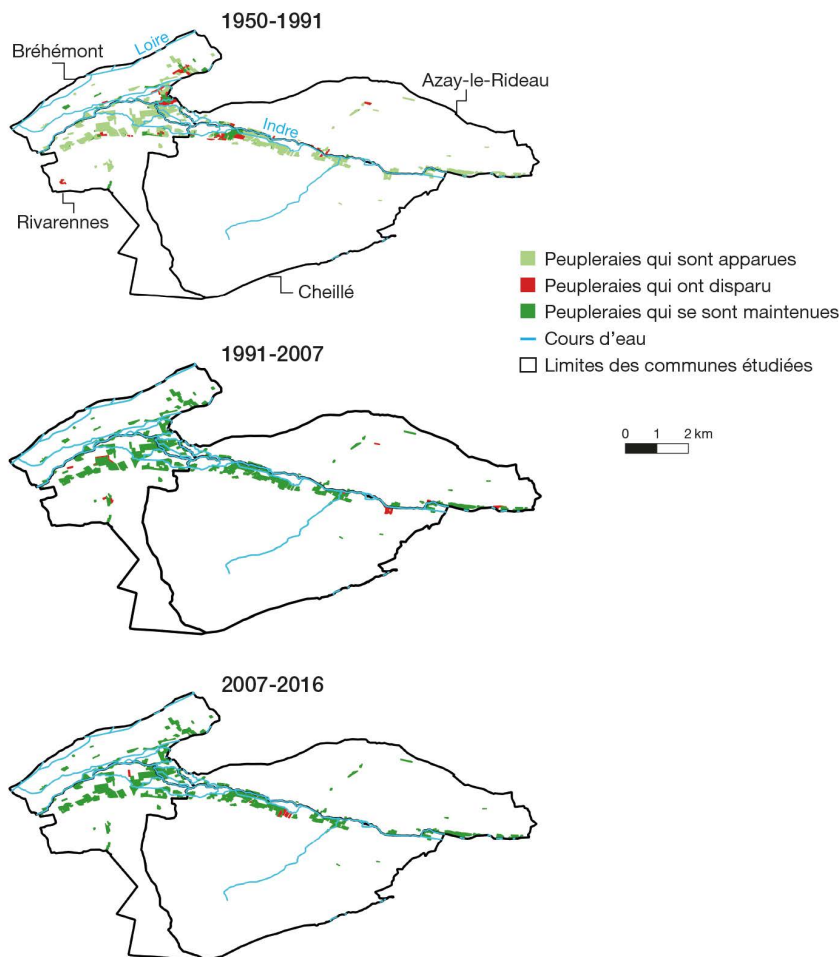


Figure 14.1. Dynamiques populicoles entre 1950 et 2016 à hauteur de communes tourangelles (sources : photographies aériennes de l'IGN et fichiers vectoriels mis à disposition par le PNR LAT ; cartes réalisées à partir des travaux de Tebonou, 2020, et Amiot, 2023).

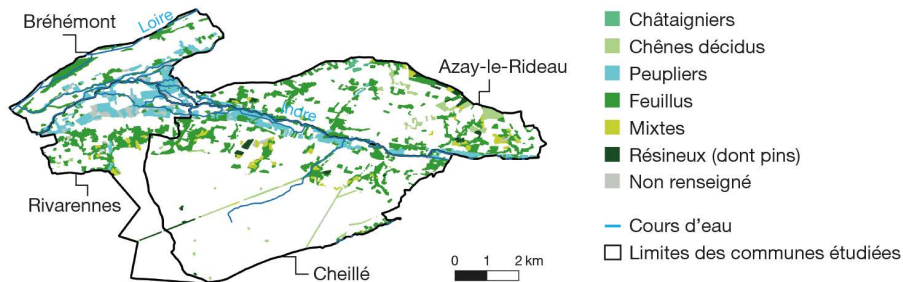


Figure 14.2. Essences présentes en 2017 dans les forêts, apparues depuis le xix^e siècle à hauteur de communes tourangelles (sources : carte d'état-major et BD Forêt®, version 2, 2017, de l'IGN ; carte réalisée à partir des travaux d'Amiot, 2023).



Figure 14.3. Une peupleraie à Conflans-sur-Loing (Loiret), un peuplement artificiel marqué par l'alignement de ses arbres (© Amélie Robert).

le plan paysager surtout (Charpigny, 2022). Ces plantations sont davantage appréciées sur le plan environnemental, avec cette idée que « *all trees are necessary* » (« tous les arbres sont nécessaires ») – comme souligné par un cyclotouriste – au regard de leurs bienfaits environnementaux, dont l'atténuation du changement climatique. Les quelques critiques formulées sur le plan de la biodiversité concernent bien plus les pineraies, aussi étudiées sur les plateaux, que les peupleraies.

L'intérêt environnemental est confirmé par les habitants : 53 ont été interrogés en 2020 sur les deux sites de la vallée de l'Indre et sur deux autres localisés en Anjou (dont les basses vallées angevines : BVA) ; 16 autres, riverains de plantations, l'ont été en 2023 dans le cadre de Plantaclim. Parmi les premiers, 61 % ont émis un avis positif sur le plan environnemental, contre 25 % seulement sur le plan paysager (Tebonou, 2020). Les 16 riverains de plantations soulignent aussi l'intérêt économique (notamment local) des peupleraies. Ces dernières sont préférées à d'autres occupations des sols : « Je préfère qu'il y ait une peupleraie plutôt que ça se transforme en un champ de maïs », comme chez les touristes : « Vaut mieux ça que de la friche ». La disparition des plantations, lors de coupes, est même regrettée par les habitants, et la replantation est alors attendue. Pour autant, la forêt subnaturelle est, pour tous, plus encore plébiscitée, les peupleraies étant jugées « trop linéaires ». Ces boisements artificiels ne font pas moins partie des paysages, mais ils doivent, pour 68 % des habitants interrogés en 2020, y demeurer dispersés. Cette option est aussi défendue par les acteurs interrogés, y compris des forestiers : la filière insiste sur le fait qu'elle encourage les replantations et non une quelconque extension des surfaces plantées ; et pour cause, la dynamique a changé.

Sur le terrain tourangeau pris en exemple, à l'essor succède une régression des surfaces, perceptible entre 1991 et 2007 comme entre 2007 et 2016, bien que limitée (figure 14.1). Quelques peupleraies sont remplacées, surtout par des formations herbeuses et buissonnantes, marginalement par des forêts subnaturelles, témoignant d'un abandon plus ancien (Tebonou, 2020). Depuis quelques années, le rythme de ce recul s'amenuise : les replantations repartent à la hausse, sans permettre

toutefois un renouvellement complet des parcelles exploitées. Le contexte est plus favorable (prix du bois, aides), d'autant que le changement climatique ne remet pas en cause la présence des peupleraies en région. Mieux encore, il apparaît comme une aubaine pour la filière, en lui apportant une opportunité de redorer son image : contribution à la séquestration et au stockage du carbone et production de ressources renouvelables et locales. Ajoutés au recul des surfaces, ces arguments concourent à l'atténuation des tensions entre défenseurs et opposants. L'heure est à la concertation, comme perçu dans le cadre du projet « Du peuplier pour l'avenir » (Robert, 2023) ou de Plantaclim, qui a associé des acteurs de la filière et des territoires (dont une association de protection de la nature et le PNR LAT) dans une réflexion autour de pistes d'amélioration de ces plantations.

Bien que moins conflictuelles, les oppositions demeurent. Tout en se focalisant localement sur les enjeux paysagers, elles portent aussi sur les aspects environnementaux, notamment la biodiversité. L'une des randonneuses interrogées, la plus fervente opposante, considère ainsi les plantations forestières monospécifiques comme une « catastrophe écologique ». Quant à l'association de protection de la nature impliquée dans Plantaclim, elle reconnaît l'existence d'une biodiversité associée, mais limitée à des espèces communes. Afin de le vérifier, des inventaires de biodiversité ont été réalisés, principalement à hauteur des trois sites d'étude.

Des lieux de biodiversité à l'échelle des paysages

Une partie des inventaires a concerné les insectes, du fait de leur importance en matière de biodiversité et de fonctionnement des écosystèmes. L'autre partie s'est centrée sur la flore (vasculaires et bryophytes) et les lichens. Abordés dans la fiche 1, les résultats portant sur les bryophytes ne seront pas détaillés ici.

Diversité de l'entomofaune en peupleraie

Les peupleraies possèdent des caractéristiques susceptibles de moduler la diversité des espèces qu'elles accueillent. D'un côté, la plantation monoclonale d'essences ou d'hybrides totalement ou partiellement exotiques peut limiter la diversité des espèces associées au peuplier. La faible durée des cycles sylvicoles réduit, quant à elle, les possibilités d'accumulation de bois mort et de microhabitats (voir fiche 8) associés aux arbres âgés, et peut par conséquent limiter la diversité des espèces saproxyliques qui en dépendent. D'un autre côté, les peupleraies présentent, sur l'ensemble de leur cycle sylvicole, la même faible densité (150 à 250 arbres/ha) qui permet le développement d'une strate herbacée, fournissant diverses ressources exploitables, mais qui favorise aussi les échanges avec les peuplements voisins.

Pour identifier la diversité entomologique, l'approche adoptée dans le cadre de Plantaclim a été multitaxonomique et multifonctionnelle, afin de prendre en compte la multiplicité des réponses possibles selon les taxons et les guildes écologiques considérées. Plusieurs ordres et familles d'insectes ont ainsi été collectés dans des peupleraies et identifiés. Cet inventaire s'est focalisé sur la canopée, une

partie de ces peuplements jusqu'à présent peu inventoriée, et il a été conduit dans des peupleraies plus ou moins âgées, afin de prendre en compte l'évolution des communautés d'insectes au cours du cycle sylvicole. En 2023, 15 parcelles de peupliers ont été suivies de fin mars à fin août, avec 3 types de pièges par parcelle. Plus de 22 000 spécimens ont été collectés et identifiés. Au total, 718 taxons ont été identifiés, pour majorité au niveau de l'espèce.

Les résultats obtenus montrent que, au fur et à mesure de la maturation de la peupleraie et de sa croissance en hauteur, les communautés associées à la canopée s'appauvrissent, en s'affranchissant de celles liées à la strate herbacée. En matière de composition et de fonctionnalité, un peu plus des trois quarts des taxons étaient des coléoptères et une majorité des espèces étaient phytophages, mais les espèces saproxyliques étaient aussi bien représentées, contrairement à ce qui était attendu. Parmi ces dernières, 91 présentaient un indice de patrimonialité (*sensu* Bouget *et al.*, 2019) supérieur à 2 et pouvaient donc être considérées comme des espèces peu communes à rares. Toutefois, moins de la moitié étaient associables au peuplier – contre près des trois quarts en chênaie, selon nos mesures réalisées dans une autre étude. Plusieurs espèces associables au peuplier (comme *Rhizophagus picipes* ou *Rhaphitropis oxyacanthae*) provenaient vraisemblablement d'arbres vétérans situés en bordure de parcelle, au bord des cours d'eau, d'autres venant d'espèces associées à la peupleraie comme les saules et les frênes. Certaines de ces espèces d'intérêt étaient cependant relativement abondantes dans plusieurs parcelles. Il est alors possible qu'elles visitent les peupleraies pour y trouver des ressources complémentaires ou des conditions microclimatiques nécessaires à leur développement. Par exemple, plusieurs spécimens d'*Hoshihananomia gacognei* ont été retrouvés dans de jeunes peupleraies, alors que les larves se nourrissent de champignons se développant sur de vieux peupliers. Les adultes sont cependant floricoles et pourraient ainsi profiter de la strate herbacée de ces milieux.

En résumé, les peupleraies abritent une entomofaune relativement diversifiée, mais dépendant principalement de la strate herbacée et des peuplements voisins. Nous en concluons que, afin de maximiser la biodiversité entomologique dans ces peuplements, il importe, d'une part, de maintenir une mosaïque paysagère et la proximité de peuplements subnaturels et, d'autre part, d'optimiser les ressources et les microhabitats fournis par la strate herbacée, dont la diversité a aussi été étudiée.

Diversité floristique et fongique : comparaison entre peupleraies et peuplements feuillus autochtones

Concernant la diversité floristique et fongique, la recherche visait à comparer la flore terricole et les ascomycètes épiphytes (lichen et champignons non lichénisés) des peupleraies cultivées à ceux des peuplements feuillus autochtones qui se rencontrent à proximité, dans les mêmes conditions stationnelles. Comme pour les insectes, un échantillonnage stratifié a été établi en fonction de l'âge des peuplements étudiés (6 placettes pour chacune des 5 tranches d'âge distinguées, pour les 2 types de peuplements). Dans chacune des placettes, la flore et la fonge associées aux 3 plus

gros arbres ont été étudiées, sur une surface de 40 m² à leur pied pour la flore vasculaire terricole, sur une hauteur de 2 m pour les ascomycètes épiphytes. Le recouvrement de chaque espèce a été enregistré. La richesse spécifique alpha (à l'échelle de l'arbre) a été analysée par construction d'un modèle linéaire généralisé hiérarchique ; la richesse gamma (fonction du nombre d'arbres sur l'ensemble de l'étude) a, elle, été évaluée par méthode de raréfaction avec l'application iNext (Chao *et al.*, 2014).

Chez les ascomycètes, la richesse, alpha comme gamma, est significativement inférieure sur peuplier que sur feuillus autochtones. Sur les 54 espèces inventoriées au cours de l'étude, la moitié seulement (27) est commune aux 2 groupes d'essences. Alors que 22 espèces n'ont été rencontrées que sur les feuillus autochtones, seules 5 n'ont été vues que sur peuplier. Une espèce rare (*Gyalecta derivata*, en danger d'extinction) a été détectée sur feuillus autochtones (frêne), alors qu'aucune ne l'a été sur peuplier.

Chez les plantes vasculaires, aucune différence significative n'a été décelée sur la richesse alpha entre les 2 groupes d'essences. La peupleraie semble légèrement plus riche à l'échelle gamma pour un nombre de placettes inférieur à 20, mais les courbes convergent au-delà de cet effort de prospection, ce qui tend à prouver que cette tendance n'est pas très significative. Sur les 264 espèces inventoriées à l'échelle de l'étude, seulement 115 sont communes aux 2 groupes d'essences. Par ailleurs, 66 sont spécifiques aux feuillus autochtones, alors que 83 le sont aux peupliers. Le faible couvert de ces derniers apparaît être une explication probable de l'adaptation d'un nombre d'espèces plus large sous cette essence. Une espèce patrimoniale (*Carex strigosa*, quasi menacé d'après la liste rouge régionale) a été détectée sous feuillus autochtones, alors qu'aucune ne l'a été sous peuplier.

La diversité des peupleraies est souvent moindre que celle des boisements subnaturels (chez les ascomycètes plus que chez les plantes vasculaires, espèces moins nombreuses et plus communes). Les analyses se poursuivent, mais les résultats acquis montrent déjà que ces peuplements apportent tout de même une contribution à la diversité à l'échelle des paysages (voir aussi fiche 1 pour les bryophytes). La biodiversité associée aux peupleraies varie toutefois selon les taxons étudiés et selon les lieux, comme le démontre la mise en perspective à l'échelle nationale.

Mise en perspective à l'échelle nationale

Des variations spatiales sont perceptibles, tant sur le plan des dynamiques et des controverses que sur celui de la biodiversité ou plus largement des aspects environnementaux. Cette mise en perspective permet ainsi de nuancer les résultats de notre recherche menée à l'échelle régionale.

Populiculture et controverses

La populiculture a une longue histoire en France. Depuis son apparition au XVIII^e siècle, elle a évolué. Elle s'est notamment intensifiée grâce à des cultivars

à croissance plus rapide (exploitables à 15-20 ans, contre 40 ans ou plus auparavant). Les débats n'ont pas toujours été conflictuels ; les controverses ont pris des formes variées et mobilisé des arguments spécifiques en fonction des territoires. Elles ont pu être alimentées par des dérives : plantations sur des stations inappropriées, sur des milieux naturels d'intérêt patrimonial, parfois accompagnées de travaux hydrauliques lourds (drainage par fossé et recalibrage du cours d'eau). En Touraine, l'opposition se généralise en 2000, et la « détestation [...] semble davantage liée à l'acuité actuelle des valeurs environnementales et paysagères qu'à une extension démesurée des peupleraies » (Génin et Yengué, 2010) – les surfaces ont d'ailleurs déjà commencé à baisser. Mais, nous l'avons vu, ce sont en définitive surtout « les enjeux paysagers [qui] priment » (Robert, 2023). Dans les BVA, en revanche, ce sont « les enjeux environnementaux [qui] sont le point de départ des débats » (*ibid.*). En effet, « tout est parti d'un constat, porté par la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), d'« une régression de la richesse en oiseaux d'eau, victimes de l'abandon des pratiques agricoles traditionnelles [...] » (Cormier, 2011) » (Robert et Tebonou, 2020), au début des années 1980, avec en ligne de mire les peupleraies apparues ici à partir de 1968-1969. En a résulté la mise en place de zonages environnementaux. Plus qu'en Touraine, les débats ont été virulents, nourris par la volonté d'intégrer les BVA dans le réseau Natura 2000. En effet, une réglementation des boisements, mise en place en conséquence en 1998, détermine des zones où les peupleraies peuvent être maintenues et d'autres où elles doivent disparaître. Elle fut en définitive peu appliquée et a été abandonnée, mais non sans laisser des traces dans les esprits (*ibid.* ; Robert, 2023). Dans les Hauts-de-France, à l'inverse, les controverses sont restées limitées, peut-être parce que les forêts subnaturelles sont plus rares (Brassaert, 2023). Les peupleraies constituent alors une forme de nature comme une autre, une « nature populaire », comme le notaient Le Floch et Eizner (1997) pour les marais de la Sensée, d'autant que ces plantations sont aussi gérées de manière plus extensive dans cette région.

Le rejet des peupleraies apparaît « beaucoup plus “viscéral” [...] [qu']objectif » (Le Floch, 1996). Il émane des associations de protection de l'environnement, qui s'opposent aux populteurs (Arnould, 2003). Dans les BVA, Le Floch et Terrasson (1995) font le constat d'un conflit qui mobilise peu les acteurs locaux directs et se révèle être mené « par des groupes s'intéressant depuis peu au territoire » (même si cela peut être tempéré²⁵) : le rejet émane « de gens jeunes appartenant à des catégories sociales intermédiaires et qui sont en général peu en relation avec le monde rural », et se retrouve communément « dans le monde de l'aménagement du territoire et de la protection de la nature, voire dans le monde scientifique » (Le Floch, 1996) ; on peut y ajouter le monde du paysage. Au-delà, les peupleraies apparaissent comme des « catalyseurs de tensions sur ce qui fait nature pour les acteurs sociétaux » ; « elles cristallisent des tensions qui, au final,

²⁵ Avant d'être portée par la LPO, l'opposition a plus précisément été conduite par le Groupe angevin d'études ornithologiques, qui a été rattaché à la LPO en 1991.

les dépassent» (Robert, 2021) et, à ce titre, elles «sont de superbes miroirs des conflits sociaux, écologiques, économiques, en liaison avec les milieux humides» (Arnould, 1996). Ainsi, elles focalisent l'attention sur la fermeture des paysages qui, s'opérant après-guerre dans les vallées, devient synonyme de «dégradation des paysages» car manifestant de manière visible une certaine «mort sociale de la société rurale» (Le Floch *et al.*, 2005), quand bien même cette fermeture survient aussi avec le développement spontané de la végétation sur les parcelles agricoles abandonnées.

Avec le recul des surfaces plantées, ces controverses se sont atténuées. La volonté de concertation, observée dans le Val de Loire, est aussi perceptible ailleurs, tel dans le cadre de la charte forestière de territoire du Bas-Dauphiné et Bonnevaux (Robert, 2023). Même si, depuis 2014, les replantations repartent un peu à la hausse (d'après le CNP en 2020) – comme perçu en région –, «la “menace” que constituait la populiculture n'est plus d'actualité» (*ibid.*). D'ailleurs, la filière insiste : il s'agit de replantation, ce qui limite les dérives des heures de gloire de la populiculture, et elle encourage, le Centre national de la propriété forestière (CNPF) en tête, une gestion plus durable, en l'occurrence moins intensive, donc moins impactante.

Cette «menace» est celle perçue par les opposants. Selon Naudin *et al.* (2024), «depuis de nombreuses années, les peupleraies sont considérées de façon négative par la majeure partie des naturalistes». Rejoignant les propos de Le Floch et Terrasson (1995), les auteurs dénoncent «ces courants de pensée, dont on peut affirmer aujourd'hui qu'une partie importante est basée sur des informations fausses ou inexactes», mais cela peut valoir pour les deux camps (défenseurs et opposants). Il importe dès lors d'intégrer les études traitant des enjeux environnementaux.

Des critiques environnementales à tempérer : biodiversité, eau et carbone

Ayant étudié les peupleraies picardes, Berthelot *et al.* (2005) notaient que «la richesse en espèces [...] est dans l'ensemble élevée pour les trois composantes examinées», à savoir les carabes, les oiseaux et la végétation (vasculaire). Ils relevaient des variations entre les sites, mais surtout en fonction de l'âge (*ibid.*). Suite à des recherches conduites en Champagne-Ardenne, Chevalier *et al.* (2010) confirment «la forte biodiversité» floristique des jeunes peupleraies, mais précisent qu'elle s'accompagne d'une «forte banalisation». Berthelot *et al.* (2011) notent en effet, comme nous, la faible occurrence des espèces patrimoniales. Cette banalisation est toutefois plus faible dans les peupleraies âgées, mais «conditionnée à la présence d'un sous-étage» (Chevalier *et al.*, 2010). Berthelot *et al.* (2011) pointent ainsi surtout le rôle de la gestion, favorisant la flore de mégaphorbiaie ou celle forestière (fonction de la présence d'un sous-étage). Ils précisent que «le renouvellement des peupleraies ne semble pas faire baisser la biodiversité végétale», mais il altère les communautés des forêts anciennes lorsque les peupleraies les remplacent (Chevalier *et al.*, 2013). La problématique de la biodiversité est ainsi à tempérer. Mais elle n'est pas la seule soulignée sur le plan environnemental. Parmi les critiques figure aussi le «risque»

de « pollution génétique » du peuplier noir, par hybridation (voir chapitre 9). Une autre critique porte sur la consommation d'eau par les peupliers. Or elle serait variable « selon l'âge, la densité, les cultivars et la localisation des peupleraies » et, pour une peupleraie mature, d'une densité de 204 arbres/ha, en période de végétation, les besoins moyens seraient finalement « comparables à ceux d'une prairie » (environ 28 m³/ha/jour : Paillassa, 2008).

Un intérêt environnemental peut même apparaître en faveur des peupleraies, mis en avant par les défenseurs, notamment la filière, à savoir leur rôle possible dans la dépollution de certains sols (Naudin *et al.*, 2024) et surtout dans l'atténuation du changement climatique : « La croissance rapide du peuplier en fait un excellent capteur de CO₂ sur des surfaces faibles en comparaison des autres essences forestières. Il a été calculé qu'une peupleraie française capte en moyenne 14 t CO₂/ha/an par cycle de 18 ans » (*ibid.*).

Il s'agit de l'estimation la plus basse, puisqu'est indiquée par ailleurs (Naudin, 2023) une moyenne de « 14,3 t/ha/an de CO₂ et même 18,4 t/ha/an de CO₂ en prenant en compte les racines » ; les sources mobilisées et le calcul permettant d'aboutir à ces valeurs sont alors précisés. Mais ce calcul ne prend pas en compte la quantité de carbone rejetée et émise lors de la plantation, ni lors de l'entretien et de l'exploitation des peupleraies ; il omet aussi la part de carbone stocké dans les sols, le sous-étage ou le bois mort, qui s'avère tout aussi importante (Korboulewsky *et al.*, 2024). À titre de comparaison, en 2024, l'ONF indiquait qu'« une forêt en pleine croissance = 1 à 16 tonnes de CO₂ absorbées par hectare et par an » (ONF, 2024) ; les peupleraies se situent donc dans la fourchette haute et, en effet, elles relèvent des « espèces à croissance rapide séquestrant plus rapidement du carbone mais ayant des bois de faible densité et une longévité plus courte » (Académie des sciences, 2023). Aux essences s'ajoutent d'autres critères de variation comme les modalités de gestion, les conditions climatiques, les éventuelles perturbations subies ou l'âge et, en l'occurrence, « plusieurs observations récentes sur de vieilles forêts montrent qu'elles peuvent encore être des puits de carbone importants » (*ibid.*). Par ailleurs, « le stock de carbone de futaies régulières monospécifiques n'atteint que la moitié (pour des forêts de 200 ans), voire le tiers (pour des forêts de 400 ans) du stock de forêts subnaturelles (plurispécifiques) du même âge » (Bouget *et al.*, 2020).

Conclusion

Apparues au XVIII^e siècle, les peupleraies de culture sont d'abord restées rares dans les vallées, tout comme les forêts spontanées, face à une agriculture prédominante. Après 1950, elles s'imposent comme une manière de valoriser économiquement des terres agricoles abandonnées, en particulier les prairies, dans un mouvement, porté par un productivisme agricole accru, qui favorise les terres les plus rentables et délaisse les autres. Dans les vallées, peupleraies de culture et forêts subnaturelles remplacent ainsi des prairies. Mais l'essor des peupleraies est tel qu'il suscite des

craintes et bien vite des critiques portées par les associations de protection de l'environnement et les défenseurs des paysages. Les oppositions sont parfois vives et les arguments peuvent manquer de fondements scientifiques dans les deux camps. Notamment parce qu'elles sont devenues moins rentables, les peupleraies ont, à leur tour, été pour partie délaissées, cédant alors la place à des prairies, des friches ou des boisements subnaturels. Même s'il fait craindre une pénurie à la filière, le recul reste toutefois limité, du moins s'est-il atténué. Il faut dire que l'intérêt économique est désormais réaffirmé, avec des débouchés garantis dans le contre-plaqué et les emballages légers. Cet intérêt est mû notamment par l'attrait actuel dont jouissent les ressources renouvelables, qui plus est lorsqu'elles sont locales, dans un contexte où se développent (enfin) des mesures visant à atténuer le changement climatique.

La filière l'a bien compris et le met en avant, soulignant aussi le rôle des peupleraies dans la séquestration du carbone. Marquée par des années de critiques, elle a développé ses arguments et les opposants y sont désormais plus sensibles, acceptant d'échanger autour de pistes d'amélioration, dans un contexte facilité par ailleurs par une dynamique de recul populicole. L'intérêt économique est aussi admis par les riverains et les touristes, usagers ou non, peu critiques et plutôt sur le plan paysager que sur celui de l'environnement. Peu évoquent les enjeux de biodiversité, passés au second plan de manière générale face à ceux du changement climatique. Comme le soulignaient les opposants, la biodiversité associée à ces plantations est souvent moindre comparée à celle des forêts subnaturelles – étant entendu que cette diversité est fonction des taxons considérés, de l'âge du peuplement comme des modalités de gestion – ; mais, selon les contextes géographiques, les peupleraies apportent une contribution à la diversité, floristique, fongique comme entomologique, à l'échelle des paysages. Ainsi, si les peupleraies doivent se maintenir dans les vallées, la dispersion est préférable, entre prairies et forêts subnaturelles si possible anciennes, sur le plan de la biodiversité – à quelques exceptions près²⁶ – autant que sur celui de la société : les peupleraies dispersées participent à une diversité paysagère acceptée par les usagers, cyclotouristes comme randonneurs pédestres locaux ou autres habitants.

Références bibliographiques

- Académie des sciences, 2023. *Les Forêts françaises face au changement climatique*, Paris, Académie des sciences, Institut de France, 52 p.
- Amiot G., 2023. Évolution des forêts et des plantations (peuplier et pin maritime) en région Centre-Val de Loire depuis le XIX^e siècle. Mémoire de master, gestion de l'environnement, université de Saint-Étienne, 106 p.
- Arnould P., 1996. Les nouvelles forêts françaises. *L'Information géographique*, 60-4, 141-156. <https://doi.org/10.3406/ingeo.1996.7001>

²⁶ Le mitage peut être à éviter localement, comme dans les BVA, pour certaines espèces fauniques, comme le râle des genêts, nécessitant de vastes étendues de prairies naturelles.

- Arnould P., 2003. Les peupleraies dans le paysage et l'économie. In : *Les Sources de l'histoire de l'environnement* (A. Corvol, coord.), t. III, Paris, L'Harmattan, 15-26.
- Berthelot A., Augustin S., Godin J., Decocq G., 2005. La biodiversité dans des peupleraies picardes, en France. *Unasylva*, 221, 56, 18-19.
- Berthelot A., Chevalier R., Archaux F., Gaudin S., 2011. Biodiversité floristique dans les peupleraies cultivées de Champagne-Ardenne. *Revue forestière française*, 63, 33-44. <https://doi.org/10.4267/2042/43092>
- Bouget C., Gosselin M., Laroche F., 2020. Changement climatique : la biodiversité forestière à la croisée des enjeux de conservation et d'atténuation. *Sciences Eaux & Territoires*, 33, 84-89. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.3.15>
- Bouget C., Brustel H., Noblecourt T., Zagatti P., 2019. *Les Coléoptères saproxyliques de France. Catalogue écologique illustré*, Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 744 p.
- Brassaert S., 2023. Les peupleraies dans l'aménagement du territoire en Hauts-de-France. Mémoire de master, géographie, université de Besançon, 86 p.
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H. *et al.*, 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Charpigny A., 2022. Les services récréatifs rendus par les plantations forestières (peupleraies et pineraies) en région Centre-Val de Loire. Mémoire de master, géographie, université de Tours, 120 p.
- Chevalier R., Berthelot A., Gaudin S., 2010. Biodiversité floristique des peupleraies dans les vallées de Champagne : comparaison avec les prairies et les forêts suivant une approche de la patrimonialité et de la banalité. *Bulletin de la Société d'étude des sciences naturelles de Reims*, 24, 19-34.
- Chevalier R., Archaux F., Berthelot A., Carnnot-Milard L., Duprez M. *et al.*, 2013. Le concept de forêt ancienne s'applique-t-il aux peupleraies cultivées ? Test de pertinence avec la flore des vallées de Champagne. *Revue forestière française*, 65 (4), 375-388. <https://doi.org/10.4267/2042/53632>
- CNP, 2016. *Sécurisation des approvisionnements en Peuplier : étude prospective de la ressource française*, Conseil national du peuplier, 67 p.
- Cormier L., 2011. Les trames vertes : entre discours et matérialités, quelles réalités ? Thèse de doctorat, géographie, université d'Angers, 386 p.
- Génin A., Yengué J.L., 2010. De quelques enjeux forestiers en Touraine : nature, paysage, patrimoine et territoire. In : *Des milieux aux territoires forestiers* (M. Galochet, E. Glon, coord.), Arras, Artois Presses Université, 183-198.
- IGN, 2017. La forêt plantée en France : état des lieux. La feuille de l'inventaire forestier. *L'If*, 40, 16 p.
- Korboulewsky N., Javoy T., Ouimet R., Perot T., 2024. Où sont les stocks de carbone dans une forêt ? *Rendez-vous techniques de l'ONF*, 79, 69-73.
- Le Floch S., 1996. Impacts paysagers de la populiculture. *Courrier de l'environnement de l'Inra*, 29, 39-46.
- Le Floch S., Eizner N., 1997. Le peuplier et l'eau ou l'une des figures de la nature populaire. *Le Courrier de l'environnement de l'Inra*, 30, 9-28.
- Le Floch S., Terrasson D., 1995. Enjeux écologiques et sociaux autour d'un paysage rural : le développement de la populiculture dans les « basses vallées » angevines. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (2), 129-143. <https://doi.org/10.1051/nss/19950302129>
- Le Floch S., Devanne A.S., Deffontaines J.P., 2005. La « fermeture du paysage » : au-delà du phénomène, petite chronique d'une construction sociale. *L'Espace géographique*, (1), 49-64. <https://doi.org/10.3917/eg.341.64>
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Millennium Ecosystem Assessment, Washington, Island Press, 155 p.

- Naudin E., 2023. Évaluation des quantités de CO₂ captées par les peupleraies. Conseil national du peuplier, 2 p. <https://www.peupliersdefrance.org/uploads/uploads-FR/DocumentsTechniques/CO2%20capt%C3%A9%20par%20les%20peupleraies.pdf>
- Naudin E. (coord.) *et al.*, 2024. Commission internationale du Peuplier. Rapport de la France 2024, CNP, 47 p.
- ONF, 2024. *L'ONF en chiffres*, 16 p. <https://www.onf.fr/onf/%2B/538::lonf-en-chiffres.html>
- Paillassa E., 2008. Les besoins en eau des peupleraies. *Forêt-Entreprise*, 181, 45-47.
- Robert A., 2018. Paysages et services écosystémiques : les apports d'une approche croisée pour la connaissance des interrelations nature-sociétés. *Cybergeo*, 869. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.29597>
- Robert A., 2021. Les plantations forestières, catalyseurs de tensions sur ce qui fait nature pour les acteurs sociétaux. *Cahier du Groupe d'histoire des forêts françaises*, 31, 67-82.
- Robert A., 2023. Du conflit à la concertation autour des peupleraies (France) : un exemple de stratégie pour une plus grande résilience territoriale face au changement climatique? *Revue canadienne des sciences régionales*, 46, 2, 62-72. <https://doi.org/10.7202/1100215ar>
- Robert A., Tebonou M., 2020. Le peuplier, un arbre qui cache la forêt? *Projets de paysage*, 22. <https://doi.org/10.4000/paysage.9121>
- Tebonou M., 2020. Dynamiques spatio-temporelles des peupleraies. Exemples en régions Centre-Val de Loire et Pays de la Loire. Mémoire de master, géographie, université de Tours, 110 p.
- Villar M., Forestier O., 2017. La France à la sauvegarde du Peuplier noir : état actuel du programme de conservation et de valorisation des ressources génétiques. *Revue forestière française*, 69 (3), 195-204. <https://doi.org/10.4267/2042/65335>
- Villar M., Bastien C., Brignolas F., Chamaillard S., Chantereau M. *et al.*, 2012. Populations naturelles du Peuplier noir (*Populus nigra* L.) en Loire : inventaire, diversité génétique et adaptation aux variations de l'environnement. In : IS Rivers (integrative science), *Conférence internationale sur les recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières*, juin 2012, Lyon, France.

15

Les ripisylves, « objet juridique non identifié » ? Revue synthétique des réglementations pouvant éventuellement assurer leur protection

Claire-Cécile Garnier

Ce chapitre ne prétend pas à l'exhaustivité des réglementations pouvant, plus ou moins directement, concerner les ripisylves. Il s'agit d'un court essai de détermination de l'objet juridique « ripisylve » et des protections dont il peut globalement bénéficier indirectement à travers diverses réglementations.

Après avoir caractérisé les ripisylves comme un « objet juridique non identifié », sont abordées les protections par l'entrée « lit mineur », par l'entrée terrestre « bords de cours d'eau » et par l'entrée « habitats, espèces, espaces gérés ou protégés ».

Les ripisylves, « objet juridique non identifié »

Aucun texte réglementaire ne traite vraiment directement de la ripisylve. Le mot même n'apparaît ni dans le Code de l'environnement, ni dans le Code rural et de la pêche maritime (CRPM), ni dans le Code civil ou forestier. Le lit mineur d'un cours d'eau est un objet de droit, le lit majeur aussi, les bois, les forêts, les espaces boisés sont objets de droit. Les zones humides alluviales sont objets de droit. Des « bandes » le long des cours d'eau sont objets de droit. La propriété riveraine est objet de droit. La ripisylve peut se trouver dans ces objets, mais n'est pas en elle-même un objet spécifique, explicite. Les règles de protection ou de gestion qui s'y appliquent sont forcément indirectes.

Qu'est-ce qu'une ripisylve ? Étymologiquement, le mot vient de *ripa*, « rives » ou « berges », et de *sylva*, « forêt ». Il s'agit donc de l'espace végétalisé, arbustif ou boisé au bord des rives de cours d'eau, sur la berge. Écologiquement, il s'agit d'un écotone, c'est-à-dire un milieu de transition entre deux écosystèmes, ici le milieu aquatique du cours d'eau et les écosystèmes terrestres. Il s'agit en général

d'une zone humide compte tenu de son interaction avec le lit mineur et la nappe alluviale d'accompagnement. Toutefois, les limites d'une ripisylve demeurent un point à préciser. Le point de départ, côté cours d'eau, reste relativement simple à déterminer, puisqu'il s'agit de la rive, le bord de la rivière délimité par le plein bord du lit mineur, même si celui-ci n'est pas toujours facile à identifier, notamment dans les secteurs sans berges nettement formées. En revanche, la largeur de la zone de ripisylve n'est pas clairement déterminée. Écologiquement, la ripisylve est une partie de la forêt alluviale qui fonctionne avec la nappe d'accompagnement et dont les limites peuvent s'étendre largement dans le lit majeur du cours d'eau. Mais dans la réalité, cette forêt peut avoir disparu et une ripisylve s'être néanmoins maintenue en cordon rivulaire (voir chapitre 1). En outre, la ripisylve, puisqu'on lui donne une désignation nominale spécifique, ne peut qu'être une partie limitée de la forêt alluviale et ne peut pas être confondue totalement avec celle-ci. Dans tous les cas, si l'on voulait déterminer cet espace juridiquement, la question de sa largeur se poserait.

La question de la végétation pouvant caractériser une ripisylve se pose également : on peut facilement étendre la notion de « forêt », du terme *sylva*, vers de la végétation arbustive, buissonnante, mais peut-on aller jusqu'à une simple bande enherbée ? Une zone plantée d'arbres d'exploitation, tels que des peupliers, est-elle une ripisylve (voir chapitre 14) ?

Pour répondre à certaines de ces questions, on peut toutefois juridiquement se fonder sur les éléments de qualité définis par la Directive-cadre sur l'eau (DCE), notamment les éléments de qualité hydromorphologique du cours d'eau. En effet, la DCE définit l'état écologique comme « l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surfaces » (principalement les cours d'eau) (art. 2, § 21). Dans son annexe V, la DCE établit les éléments de qualité permettant d'évaluer ce bon état. Parmi ceux-ci, certains sont qualifiés de « soutenant le bon état ». Ils ne font pas l'objet d'une évaluation spécifique en tant que telle, mais doivent être dans un état tel qu'ils permettent l'atteinte du bon état des éléments de qualité biologiques (poissons, invertébrés benthiques, flore) et physico-chimiques (température, acidité, salinité, nutriments, etc.) qui, eux, sont spécifiquement évalués pour déterminer l'état écologique. Ces éléments de qualité soutenant les indicateurs biologiques et physico-chimiques sont ceux qui qualifient l'hydromorphologie du cours d'eau, et qui doivent donner aux écoulements un cadre favorable au déroulement des processus naturels structurant un cours d'eau, aux habitats et à la biologie (figure 15.1).

La ripisylve, en tant que paramètre de la structure de la rive, est un élément de qualité hydromorphologique défini par la DCE. On a donc là un début de définition juridique, mais très peu précise et encore implicite. Elle va jouer sur la biologie (flore, habitats) et la physico-chimie (température, filtration des intrants), et donc sur l'atteinte du bon état (ou du bon potentiel) (voir chapitre 2). La DCE impose de « lever les pressions » qui impactent le rôle joué par la structure de la rive, elle-même largement dépendante de l'état de la ripisylve, sur le bon état écologique

du cours d'eau. La DCE objective donc bien la nécessité de prendre les mesures nécessaires et possibles à la levée des « pressions » sur la qualité de la ripisylve.

Toutefois, les éléments réglementaires pouvant assurer, le cas échéant, une certaine protection de cette ripisylve sont tous indirects et de trois grands types : les protections par l'entrée « lit mineur », par l'entrée terrestre « bords de cours d'eau » et par l'entrée « habitats, espèces, espaces gérés ou protégés ».

Hydrologie

Quantité et dynamique des écoulements
Connexion aux masses d'eaux souterraines

Continuité

Transport des sédiments
Migration des organismes aquatiques

Conditions morphologiques

Variation de la profondeur et de la largeur
Structure et substrat du lit

Structure de la rive

Débits écologiques
Continuité écologique
Structures écologiques



Figure 15.1. Éléments de qualité hydromorphologique (source : annexe V de la DCE).

Protection indirecte de l'objet ripisylve par l'entrée « lit mineur »

Cette partie fait le tour des dispositions relatives à la propriété, à l'entretien, à la protection du lit mineur des cours d'eau qui peuvent toucher plus ou moins indirectement les ripisylves.

Règles relatives à la propriété des cours d'eau

Autour de 450 000 km de cours d'eau appartiennent aux propriétaires riverains jusqu'à la moitié du lit. Dans l'Hexagone, environ 16 000 km font partie du domaine public fluvial (DPF), sont navigables ou non navigables, et appartiennent à l'État, aux collectivités, ou sont confiés à Voies navigables de France (VNF). Tous les cours d'eau des départements et régions d'outre-mer sont du DPF « non navigable » appartenant à l'État, sauf à Mayotte, où ils relèvent du département.

Le Code de l'environnement, articles L. 215-14 et L. 215-1 et 2, fixe les règles d'usage, de propriété et d'entretien des cours d'eau non domaniaux :

– L. 215-14 : « Le propriétaire riverain est tenu à un entretien régulier du cours d'eau. L'entretien régulier a pour objet de maintenir le cours d'eau dans son profil d'équilibre, de permettre l'écoulement naturel des eaux et de contribuer à son bon état écologique ou, le cas échéant, à son bon potentiel écologique, notamment par enlèvement des embâcles, débris et atterrissements, flottants ou non, par élagage ou recépage de la végétation des rives » ;

– L. 215-2 : « L'entretien régulier auquel est tenu le propriétaire en vertu de l'article L. 215-14 est assuré par le seul recours à l'une ou plusieurs des opérations prévues par ledit article et au faucardage localisé ».

Le Code général de la propriété des personnes publiques, en son article L. 2124-11, renvoie l'entretien du lit mineur et de la végétation rivulaire au L. 215-14 du Code de l'environnement, c'est-à-dire aux mêmes règles et obligations, ni plus ni moins, que pour les propriétaires de cours d'eau non domaniaux.

Le Code civil fixe pour les cours d'eau, domaniaux ou non, les règles d'accession et certains droits d'usage liés à la riveraineté (droits de riveraineté) :

- articles 556 à 563 : propriété des alluvions, relais, îles ; soumission à la mobilité du cours d'eau (ex. : déplacement du cours d'eau, berges emportées) avec possibilité, dans un délai limité, de remettre le cours d'eau dans son ancien lit ou de récupérer sa berge si elle est identifiable ;
- articles 640 à 644 : propriété et usage des eaux pluviales, sources, eaux courantes, droit d'usage domestique de l'eau passant dans une propriété.

Il n'existe rien dans ces trois codes de spécifique à la « ripisylve », ni sur son existence, ni en faveur de sa protection, de son maintien ou de son entretien.

Le droit d'usage de la ripisylve par son propriétaire est donc total, moyennant de ne pas aggraver la situation d'écoulement pour l'amont ou pour l'aval, encadré et limité progressivement par les lois sur l'eau. L'entretien du cours d'eau impose la gestion de la végétation risquant de tomber ou de bloquer l'écoulement naturel des eaux dans le lit mineur, mais ne va pas jusqu'à imposer la gestion de la ripisylve en tant que telle et en totalité, ni la préserver.

Juridiquement, rien n'interdit de détruire une ripisylve, rien n'exige de détruire une ripisylve. L'entretien doit se contenter de « gérer » la végétation de la partie la plus proche de la rive d'une ripisylve qui existe, mais rien n'impose de maintenir une ripisylve ni d'en restaurer une. Ce sujet est souvent abordé dans des guides de bon entretien, de bonnes pratiques écologiques de gestion.

Règles relatives à la Gemapi

Dans le cadre de la compétence de gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations (Gemapi) définie au I bis du L. 211-7 du Code de l'environnement, il n'existe pas d'obligation explicite de gestion de la ripisylve, mais l'item « restauration des écosystèmes aquatiques » du 8° du I, compris dans cette compétence, est néanmoins un gage de meilleure prise en compte de cet élément de zone humide en bord de cours d'eau, notamment à travers l'entretien du cours d'eau qui peut être réalisé au titre de la même compétence.

Règles relatives à la servitude pour travaux d'entretien des cours d'eau non domaniaux

Selon l'article L. 215-18 du Code de l'environnement, pour la réalisation de travaux au titre des articles L. 215-15 (opérations d'entretien groupées) ou L. 215-16 (exécution d'office des travaux d'entretien en cas de manquement), les propriétaires de cours d'eau non domaniaux sont tenus de laisser passer sur leurs terrains

les fonctionnaires et les agents chargés de la surveillance, les entrepreneurs ou les ouvriers, ainsi que les engins mécaniques strictement nécessaires à la réalisation de travaux, dans la limite d'une largeur de 6 m.

La servitude instituée s'applique autant que possible en suivant la rive du cours d'eau et en respectant les arbres et les plantations existants. En ne citant pas expressément la ripisylve, cette disposition ne fait que préserver les plantations existantes du passage des engins et des agents d'entretien.

Règles relatives à la servitude de marchepied le long du DPF

L'article L. 2131-2 du Code général de la propriété des personnes publiques (CG3P) instaure une servitude dite « de marchepied » le long des cours d'eau domaniaux, interdisant aux riverains de planter des arbres ou de se clore par haies à moins de 3,25 m de la rive. Les terrains de cette servitude sont laissés à l'usage des gestionnaires, des pêcheurs, et, depuis 2006, des piétons, avec obligation d'assurer la continuité du cheminement.

L. 2131-2 : « Les propriétaires riverains d'un cours d'eau ou d'un lac domanial ne peuvent planter d'arbres ni se clore par haies ou autrement qu'à une distance de 3,25 mètres. Leurs propriétés sont grevées sur chaque rive de cette dernière servitude de 3,25 mètres, dite servitude de marchepied.

Tout propriétaire, locataire, fermier ou titulaire d'un droit réel, riverain d'un cours d'eau ou d'un lac domanial est tenu de laisser les terrains grevés de cette servitude de marchepied à l'usage du gestionnaire de ce cours d'eau ou de ce lac, des pêcheurs et des piétons. »

[...]

« Une commune, un groupement de communes, un département ou un syndicat mixte concerné peut, après accord avec le propriétaire du domaine public fluvial concerné, et le cas échéant avec son gestionnaire, entretenir l'emprise de la servitude de marchepied le long des cours d'eau domaniaux. »

La question se pose de la compatibilité de ces dispositions et obligations de laisser passer et de ne pas faire de plantations à moins de 3,25 m de la rive avec le maintien justement de la ripisylve, voire avec sa restauration pour un meilleur état écologique du cours d'eau domanial.

Règles relatives à la rubrique IOTA 3.1.4.0 : protection de berge

La rubrique 3.1.4.0 de la nomenclature des installations, ouvrages, travaux et activités, annexée à l'article R. 214-1 du Code de l'environnement, soumet à autorisation ou déclaration les protections de berges, hors protection par technique végétale. Elle promeut donc indirectement la protection par technique végétale, ce qui va déjà dans le sens d'une meilleure protection, voire restauration d'une ripisylve. En outre, l'arrêté de prescriptions générales du 13 février 2002 applicable à cette

rubrique proscrit certaines essences à racines peu profondes en cas de « techniques mixtes » et prescrit des essences adaptées (ex. : hélrophytes, aulnes, saules). Il prescrit l'entretien de ces plantations pour éviter chutes en lit mineur et embâcles.

Règles relatives à la sécurisation des digues et aux systèmes d'endiguement

D'une manière générale, les prescriptions relatives à la sécurité des systèmes d'endiguement visent à empêcher les plantations d'arbres sur ou à proximité des ouvrages. Pour les digues domaniales le long de la Loire, le CG3P édicte même des dispositions très précises à travers une contravention de grande voirie.

L.2124-17 : « Pour l'ensemble des cours d'eau mentionnés à l'article L. 2124-16, aucune plantation ou accrue n'est tolérée sur les terrains compris entre les cours d'eau et les digues et levées ou sur les îles, sans autorisation.

En cas de non-respect, le contrevenant est passible d'une amende de 150 à 12 000 euros et les plantations pourront être arrachées à ses frais après mise en demeure préalable. »

En fonction de l'emplacement de la digue ou du système d'endiguement par rapport au bord de l'eau, ces dispositions peuvent être largement incompatibles avec l'existence d'une ripisylve et contribuer même à nier totalement cet élément écologique (systèmes implantés directement en bord de rive).

Protection indirecte par le bord du cours d'eau

Cette partie expose les principales dispositions relatives à la protection et à la gestion de bandes de terrains le long des « bords de cours d'eau » (tableau 15.1).

L. 211-14 du Code de l'environnement

Le long de certains cours d'eau et plans d'eau supérieurs à 10 ha, l'exploitant ou le propriétaire est tenu de maintenir une couverture végétale avec des espèces adaptées à l'écosystème environnant sur au moins 5 m à partir de la rive. L'utilisation des fertilisants et des produits phytopharmaceutiques y est interdite, sauf innocuité prouvée.

Les cours d'eau et les plans d'eau sont listés par arrêté de l'autorité compétente, en cohérence avec les cours d'eau listés pour l'application des bonnes conditions agricoles et environnementales dans le cadre des soutiens financiers de la politique agricole commune (PAC) et eu égard à l'objectif de bon état des eaux au titre de la DCE.

Cet article opère une sorte de cadre applicable aux différentes dispositions prévues par le Code de l'environnement et le CRPM. À noter qu'il s'adresse à tout le monde, propriétaire, exploitant ou occupant des terres concernées, utilisateurs des produits visés, et pas seulement aux agriculteurs. Il s'applique à des bords de plans d'eau, et pas seulement de cours d'eau. Il s'applique potentiellement partout, et pas seulement dans des zones particulières (comme les zones vulnérables).

Il vise les produits phytopharmaceutiques comme les fertilisants. Il impose un couvert végétalisé « adapté », ce qui peut être favorable ou en tout cas compatible avec la présence, le maintien ou la restauration d'une ripisylve.

Cet article ne fait pas l'objet d'un décret d'application et il n'est jamais spécifiquement cité par les textes d'application des autres textes auxquels il fait référence, du CRPM notamment. Seul le décret qui instaure l'article R. 211-81 du Code de l'environnement relatif aux zones vulnérables aux fertilisants azotés (voir point suivant) vise le L. 211-14 et peut être jugé comme pris en application de celui-ci, notamment car son 8° fait référence aux bords de certains cours d'eau et plans d'eau de plus de 10 ha.

Directive Nitrates : L. 211-3 III zones vulnérables, R. 211-81 et suivants et arrêté du 19 décembre 2011

Dans les zones vulnérables arrêtées pour l'application de la directive Nitrates, le I de l'article R. 211-81 du Code de l'environnement prévoit la mise en place d'un programme d'actions national (PAN) dont les mesures comprennent : « 8° : les exigences relatives à la mise en place et au maintien d'une couverture végétale permanente le long de certains cours d'eau, sections de cours d'eau et plans d'eau de plus de dix hectares ».

L'article R. 211-81-1 prévoit que les mesures concernant le 8° du I peuvent être renforcées par les mesures des programmes d'actions régionaux (PAR).

L'arrêté du 19 décembre 2011 modifié relatif au PAN précise le contenu des mesures applicables au 8° du I du R. 211-81.

Les bandes tampons enherbées ou boisées non fertilisées le long des cours d'eau et des lacs de plus de 10 ha sont de 5 m minimum. La largeur peut être étendue dans les PAR (10 m dans certains PAR) et les linéaires également étendus (cours d'eau « police de l'eau » par exemple dans certains PAR, lacs de taille inférieure).

Le champ d'application du 8° du I du R. 211-81 est le même que celui du L. 211-14, dont il est un décret d'application : certains cours d'eau et les plans d'eau de plus de 10 ha, mais en zones vulnérables.

BCAE : bande tampon D. 614-48 CRPM

Pour bénéficier de l'intégralité des aides de la PAC, selon l'article D. 614-48 du CRPM (avant 2023 : D. 615-46), une bande tampon enherbée pérenne doit être conservée entre bord cours d'eau et partie cultivée, sur 5 m ou sur la même distance que celle fixée par le PAN. L'utilisation de fertilisants minéraux ou organiques y est interdite.

L'arrêté du 14 mars 2023 relatif aux bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) liste les couverts autorisés et les conditions d'entretien de cette bande tampon enherbée. Il renvoie aux cartographies de la BD Topo® IGN des cours d'eau concernés en fonction de 4 groupes de départements. Ces cours

d'eau peuvent être, selon le groupe, permanents, intermittents, nommés ou non. L'arrêté précise également que les couverts autorisés sont des couverts herbacés, arbustifs ou forestiers, dont les ripisylves (citées explicitement). Les labours y sont interdits également, sauf s'ils sont nécessaires à la lutte contre les espèces invasives.

Zones non traitées « points d'eau » L. 253-7 et R. 253-45 CRPM (tableau 15.1)

En application des articles L. 253-7 du CRPM, l'autorité administrative peut interdire ou encadrer l'utilisation des produits phytopharmaceutiques sur des zones particulières, notamment : les zones protégées mentionnées au L. 211-1 du Code de l'environnement et les zones Natura 2000.

L'arrêté interministériel du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et l'utilisation des produits phytopharmaceutiques interdit la pulvérisation de ces produits le long des « points d'eau ». Il définit en son article 1 ces points d'eau comme les cours d'eau définis à l'article L. 215-7-1 du Code de l'environnement et des éléments du réseau hydrographique de la carte IGN au 1/25 000. Il précise que ces points d'eau sont arrêtés par le préfet de département.

La largeur en bord du point d'eau concerné par l'interdiction de pulvérisation est établie sur 5 m, 10 m, 50 m ou 100 m et plus par type de produit et en fonction de la pente et de la présence d'un dispositif végétalisé (herbacé ou arbustif) d'au moins 5 m en bord de point d'eau.

Protection par l'entrée « habitats, espèces, espaces gérés ou protégés »

Les ripisylves peuvent bénéficier de la protection indirecte d'autres réglementations, notamment d'autres conditions agricoles et environnementales, et des réglementations visant la planification dans le domaine de l'eau, des espaces ou espèces protégées, ou des forêts et espaces boisés.

BCAE : maintien des particularités topographiques D. 614-52 (avant 2023 : D615-50-1)

La ripisylve peut constituer une haie. À ce titre, elle peut bénéficier de la BCAE sur le maintien des particularités topographiques. La taille des haies et des arbres est interdite pendant la période de nidification et de reproduction des oiseaux entre le 16 mars et le 15 août. L'article 5 de l'arrêté du 14 mars 2023 précise que les haies doivent être d'une largeur inférieure ou égale à 10 m. Le déplacement ou la destruction sont soumis à certaines conditions, voire autorisations.

Documents d'objectifs des sites Natura 2000

La ripisylve peut être ciblée spécifiquement ou comprise dans la gestion d'une forêt alluviale plus large (zone humide). Elle bénéficie dans ce cas également de l'exonération de la taxe foncière sur le non-bâti en zone Natura 2000 ou en zone humide.

Tableau 15.1. Récapitulatif des protections des bords de cours d’eau contre fertilisants et produits phytosanitaires.

Texte	Type d'exigence	Autorités compétentes	Produits visés
L. 211-14 CE	• Obligation d’une couverture végétale permanente sur 5 m • Interdiction d’utilisation	Autorité compétente (non précisée)	Fertilisants et produits phyto-pharmaceutiques (sauf justification de leur innocuité)
8° du R. 211-81 CE	• Maîtrise de l’utilisation par un plan d’action nitrates • Mise en place d’une couverture végétale permanente	Ministres en charge de l’Environnement et de l’Agriculture	Fertilisants azotés + pratiques agricoles associées
D. 614-48 CRPM	• Couvert végétal constitué d’une strate herbacée, arbustive ou arborée • Interdiction d’utilisation	Ministre de l’Agriculture	Fertilisants et produits phyto-pharmaceutiques
L. 253-7 et R. 253-45 CRPM	Possibilité d’interdiction d’utilisation ou encadrement (zones non traitées)	Ministres en charge de la Santé, de l’Environnement et de l’Agriculture	Produits phyto-pharmaceutiques
Arrêté du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et l’utilisation des produits phytosanitaires	Interdiction de pulvérisation (zones non traitées)	Ministres en charge de la Santé, l’Environnement et de l’Agriculture + arrêté préfectoral	Produits phyto-pharmaceutiques

ZNT : zone non traitée; PAN : programmes d’actions nationaux; PAR : programmes d’actions régionaux.

Charte des PNR

Les chartes de parc naturels régionaux peuvent prévoir des modalités de gestion et de préservation de la ripisylve ou des milieux humides dont elle est un élément.

Sdage et SAGE

Les ripisylves peuvent faire l’objet d’orientations dans le cadre d’un schéma directeur d’aménagement et de gestion des eaux (Sdage) ou d’un schéma d’aménagement et de gestion des eaux (SAGE) à travers les orientations relatives aux cours d’eau ou aux zones humides. Elles peuvent faire l’objet de dispositions spécifiques aux milieux humides ou aux cours d’eau dans le règlement du SAGE. Elles peuvent bien sûr être visées par les programmes de mesures visant à lever les pressions sur l’hydromorphologie des cours d’eau ou à restaurer la connectivité entre le cours d’eau et sa plaine alluviale.

Espaces protégés	Sur qui pèse l'exigence	Résumé
Bande de 5 m des bords de certains cours d'eau, et plans d'eau > 10 ha listés par arrêté, en cohérence avec les BCAE Sur tout le territoire	Tout utilisateur de produits phytosanitaires	Bandes végétalisées
Bords de certains cours d'eau, et plans d'eau > 10 ha listés par arrêté Largeur définie par PAN/PAR En zones vulnérables nitrates	Agriculteurs situés en zones vulnérables (L. 211-3 CE)	Programme national d'action nitrates + programmes d'action régionaux
Bande tampon le long de cours d'eau arrêtés (art. 2 de l'arrêté du 14 mars 2023 modifié, relatif aux BCAE : cours d'eau représentés sur la carte « cours d'eau BCAE 2024 » de Géoportail – cours d'eau permanents, intermittents, nommés ou non, sur BD Topo® IGN, en fonction de 4 groupes de départements) 5 m minimum ou largeur fixée pour PAN/PAR	Agriculteurs recevant des aides de la PAC	BCAE Bande tampon enherbée pérenne
Zones protégées du L. 211-1 et L. 414-1 : milieux humides et aquatiques et zones Natura 2000	Tout utilisateur de produits phytosanitaires	ZNT
Bandes au bord des points d'eau : cours d'eau + éléments du réseau hydrographique IGN 1/25000 Liste arrêtée par le préfet 5 m minimum, sinon, 20, 50 ou 100 m et plus, en fonction du produit	Tout utilisateur de produits phytosanitaires	Définition des « points d'eau » ZNT

Espaces boisés classés en application du Code de l'urbanisme

Une ripisylve existante peut bénéficier des protections prévues pour les espaces boisés classés au titre du plan local d'urbanisme. La coupe peut nécessiter une déclaration.

Code forestier

Le Code forestier comporte plusieurs mesures de gestion ou de protection de la destination forestière des terrains, qui peuvent s'appliquer à des ripisylves qui respectent les critères de surface. Elles ne sont pas détaillées ici.

Espèces protégées

La ripisylve, où une partie de ripisylve, peut faire l'objet ou être comprise dans un arrêté de protection de biotope ou un arrêté de protection d'habitats naturels, qui peuvent établir toutes les prescriptions adaptées au maintien des espèces ou habitats visés, et donc de la ripisylve.

Conclusion

Il existe de nombreuses réglementations pouvant servir la protection des ripisylves mais aucune directement, l'objet ripisylve n'étant pas identifié juridiquement, malgré les nombreux services écosystémiques rendus (voir chapitre 2). En outre, des réglementations peuvent parfois aller à l'encontre de cette protection, comme celle relative aux digues domaniales. La grande insuffisance de ces réglementations non spécifiques réside principalement, selon les gestionnaires ou les techniciens de rivières, dans la difficulté d'éviter les coupes rases, notamment pour l'exploitation du bois énergie, ou d'éviter les plantations inadaptées jusqu'au bord des cours d'eau.

La mise en valeur réglementaire de l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau pourrait permettre un renforcement de la protection spécifique des ripisylves. Au vu de l'expérience des définitions juridiques des zones humides ou des cours d'eau, il n'est pas certain qu'une définition juridique de la ripisylve soit une solution pertinente, compte tenu en outre des différentes zones d'imprécisions qu'elle conserverait.

Dans tous les cas, et sans attendre, il semble important que toutes les protections indirectes existantes soient systématiquement utilisées en considérant l'élément « ripisylve », et ce, par toutes les autorités compétentes au titre de l'urbanisme, des commissions locales de l'eau des SAGE, des gestionnaires d'espaces naturels, de l'État. Des efforts de pédagogie doivent être déployés pour inciter propriétaires et exploitants des terrains concernés à préserver, voire à restaurer les ripisylves aux endroits adéquats, et qui pourraient être renforcés par des dispositifs tels que les paiements pour services environnementaux. Le plan national d'application du règlement européen pour la restauration de la nature pourrait être une bonne occasion de mettre l'élément « ripisylve » à sa juste place.

Partie IV

Connaissances ciblées

Bryophytes épiphytes des arbres en forêt alluviale : comparaison d'essences autochtones et introduites

Yann Dumas, Rémi Dupré, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin, Anders Mårell, Amélie Robert

La présence d'espèces d'arbres exotiques en forêt résulte soit d'introductions volontaires, pour faire face aux changements climatiques ou privilégier les arbres à croissance rapide, soit de la dissémination à partir d'autres milieux. En milieu alluvial, l'érable négondo, espèce nord-américaine au caractère envahissant, se dissémine naturellement depuis son milieu d'introduction, généralement urbain (Dumas, 2019), tandis que le peuplier de culture, d'origine hybride, est introduit volontairement depuis près de cent ans (voir chapitre 14). Le cortège de bryophytes épiphytes des espèces introduites est très peu étudié.

Les bryophytes épiphytes sont sensibles aux caractéristiques physico-chimiques de l'arbre, telles que le pH et la conductivité des écoulements de l'eau sur l'écorce, la rugosité de celle-ci ou le couvert du houppier. Mais elles pourraient l'être aussi, comme d'autres cortèges d'espèces, à des critères liés aux caractéristiques exotiques de l'arbre, comme la durée de coévolution qui permet l'adaptation des espèces sur le temps long après introduction. La distance phylogénétique entre l'essence introduite et les essences autochtones peut également jouer un rôle, l'adaptation des espèces étant facilitée dans le cas d'essences phylogénétiquement proches (Dumas, 2023).

Nous avons comparé des arbres exotiques et autochtones en forêt alluviale, du point de vue de leurs cortèges de bryophytes épiphytes, pour tester l'hypothèse selon laquelle les cortèges seraient plus pauvres sur arbres exotiques.

Méthode

Nous nous sommes intéressés à deux cas d'études :

- d'une part, l'érable négondo sur les îles et les berges de Loire moyenne (Cher, Loir-et-Cher, Loiret et Nièvre), dont nous avons comparé les cortèges à ceux du peuplier noir, essence autochtone emblématique de ce milieu (projet BioMareau II ; Villar, 2020) ;
- d'autre part, les peupliers cultivés en plaine alluviale, par comparaison aux peuplements feuillus autochtones (feuillus : mélanges de frênes, aulnes, charmes, chênes, saules) situés à proximité des plantations dans des contextes stationnels

similaires (projet Plantacim, voir chapitre 14, Dumas *et al.*, 2024). La zone d'étude s'étend sur le bassin versant de la Loire, sur les rivières Indre (Indre et Indre-et-Loire) et Cher (Cher) et sur le bassin versant de la Seine sur la rivière Loing (Loiret).

Nous avons inventorié les espèces de bryophytes sur les deux premiers mètres à la base du tronc et noté leur recouvrement en centimètres carrés (figure F1.1). Dans le cas érable négondo/peuplier noir, les trois plus gros arbres par placette sont inventoriés, deux d'une espèce et un de l'autre espèce en mélange, soit au total 130 peupliers noirs et 68 érables négondo. Dans le cas peupliers cultivés/feuillus, les trois plus gros arbres du même groupe (peuplier ou feuillus autochtones) sont inventoriés dans chaque placette, soit 81 peupliers et 81 feuillus stratifiés selon leur âge.

Nous avons analysé la richesse locale (nombre moyen d'espèces de bryophytes par arbre), la richesse globale (nombre d'espèces accumulé avec l'augmentation du nombre d'arbres) et la composition des communautés de bryophytes en fonction de l'espèce de l'arbre porteur.

Principaux résultats

Pour le cas érable négondo/peuplier noir, l'analyse statistique montre que les troncs de peupliers noirs, avec $7 \pm 0,5$ espèces en moyenne, sont significativement plus riches en bryophytes : en moyenne 4 % d'espèces en plus dans plus de 95 % des cas, et 10 % d'espèces en plus dans plus de 80 % des cas. La richesse globale apparaît elle aussi inférieure sur érable négondo. Toutefois, la composition des cortèges diffère peu entre érable négondo et peuplier noir, les communautés se superposent majoritairement : sur 41 espèces de bryophytes au total, 32 sont présentes sur les deux espèces d'arbres, 2 ont été inventoriées uniquement sur



Figure F1.1. Inventaire de bryophytes épiphytes sur peuplier noir, Grande île, Saint-Père-sur-Loire (Loiret) (© Richard Chevalier).

érable négondo et 7 uniquement sur peuplier noir. Deux espèces patrimoniales (liste rouge régionale provisoire), *Dialytrichia saxicola* et *Didymodon sinuosus*, ont été rencontrées sur les deux espèces d'arbres. Deux autres ont été observées uniquement sur peuplier noir : *Cinclidotus riparius* et *Orthotrichum sprucei*, qui est extrêmement rare en France (connue dans seulement 23 communes en France, 100 à 200 stations dans le monde ; Dumas *et al.*, 2019).

De façon similaire aux résultats obtenus sur la richesse, le recouvrement en bryophytes sur érable négondo est significativement inférieur à celui observé sur peuplier noir. Les précipitations ont un effet négatif sur le nombre d'espèces et le recouvrement des bryophytes. Pour une augmentation des précipitations de 140 mm/an, on estime avec une probabilité de 95 % que le recouvrement diminue de 20 % sur érable négondo et de 1 % seulement sur peuplier noir, et que le nombre d'espèces diminue de plus de 10 % sur érable négondo et de 8 % sur peuplier noir.

Dans le cas peupliers cultivés/feuillus, les peupliers apparaissent significativement moins riches en bryophytes que les feuillus autochtones, que ce soit à l'échelle locale ou globale. En moyenne, le ratio du nombre d'espèces entre peuplier et feuillus autochtones est 0,43. Toutefois, le modèle prédit que pour un nombre plus élevé d'arbres inventoriés, la différence de richesse globale entre les deux espèces d'arbres pourrait devenir non significative (figure F1.2). Cela laisse supposer que la richesse de bryophytes atteint une asymptote sur feuillus, alors que chez le peuplier, l'accroissement de l'échantillon apporte encore de nouvelles espèces. Sur les 54 espèces de bryophytes recensées, 3 sont uniquement sur peupliers dont aucune patrimoniale, tandis que 20 sont uniquement sur feuillus autochtones dont 2 patrimoniales (*Orthotrichum pumilum* et *Scleropodium cespitans* sur frêne).

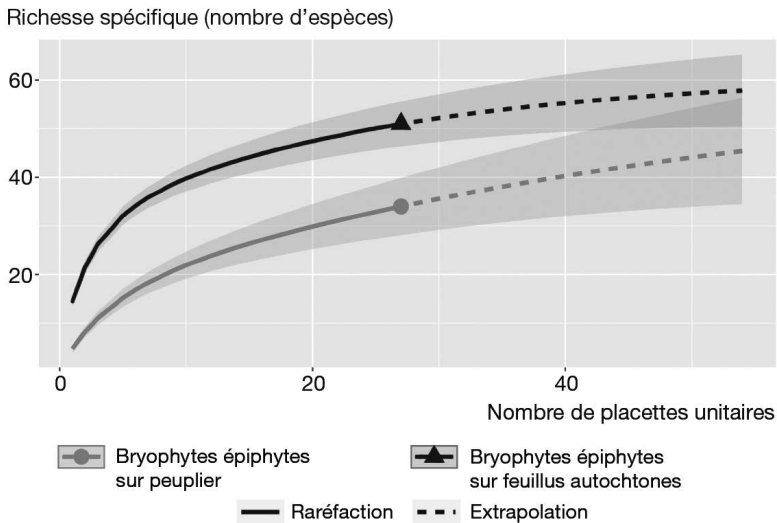


Figure F1.2. Augmentation de la richesse globale en bryophytes épiphytes en fonction du nombre d'arbres inventoriés (peupliers cultivés/feuillus).

Discussion-conclusion

Dans nos deux cas d'étude, les espèces d'arbres introduites sont moins favorables que les autochtones à la biodiversité en bryophytes. Cependant, la composition en espèces n'est pas tout à fait la même : malgré une majorité d'espèces communes aux deux espèces d'arbres, quelques espèces de bryophytes ont été identifiées uniquement sur l'espèce d'arbre introduite, et davantage d'espèces uniquement sur l'espèce d'arbre autochtone.

Pour le cas érable négondo/peuplier noir, la dynamique d'envahissement des berges de Loire par l'érable négondo est relativement récente. Les gros érables étudiés sont donc assez dispersés dans le paysage, laissant la place en mélange aux peupliers noirs, aux houppiers moins denses. Dans des peuplements majoritairement composés d'érable négondo (ce qui est le cas sur de jeunes cohortes), le couvert plus sombre pourrait nuire à la diversité des bryophytes. L'effet négatif de l'érable négondo serait alors plus marqué, d'autant que l'on perdrait la complémentarité liée au mélange des deux essences.

L'effet négatif des précipitations sur la richesse et le recouvrement en bryophytes est surprenant, mais a déjà été signalé dans la littérature. Nous avançons l'hypothèse que les précipitations entraînent les diaspores (spores et propagules), limitant l'émergence de nouveaux individus sur des essences dont l'écorce est lisse jusqu'à un âge avancé, *a fortiori* chez l'érable négondo. Une autre hypothèse à tester serait que les précipitations favorisent l'activité d'herbivores tels que des gastéropodes ou le développement de lichens qui concurrenceraient les bryophytes.

En parallèle, nous avons constitué une base de données qui répertorie la diversité associée aux espèces d'arbres. Elle intègre actuellement 50 000 données et recense environ 500 espèces sur peuplier sauvage et cultivé en région Centre-Val de Loire, qui ne semble donc pas être un genre déserté par la biodiversité.

Cette base de données permet de déterminer le caractère plus ou moins généraliste des espèces associées aux arbres, et devrait nous permettre de vérifier la théorie prédisant un caractère plus spécialiste chez les espèces associées aux espèces d'arbres autochtones, du fait de leur longue coévolution.

Références bibliographiques

- Dumas Y., 2019. Que savons-nous de l'Érable négondo (*Acer negundo* L., 1753)? *Naturae*, 10, 257-283. <https://doi.org/10.5852/naturae2019a10>
- Dumas Y., 2023. Quelle est l'incidence d'une introduction d'essence exotique sur la biodiversité, comparativement à l'introduction d'une essence autochtone? Expertise collective CRREF « Coupes rases et renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique » : rapport scientifique de l'expertise (G. Landmann, M. Delay, G. Marquet *et al.*, eds), Paris, ECOFOR, RMT AFORCE, 461-490.
- Dumas Y., Hugonnot V., Dupré R., 2019. Présence d'*Orthotrichum sprucei* Mont. dans le Loir-et-Cher, synthèse des données connues. *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, 50, 47-52.

Dumas Y., Robert A., Chevalier A., Martin H., Gosselin M., 2024. Comparison of terrestrial and epiphytic plant communities of plantations (maritime pine, poplar) and subnatural forests. *In: International and Interdisciplinary Symposium: Forests in Transitions. Concepts, Methods, Assessments and Prospective*, 18 juin 2024, Tours.

Villar M., 2020. BioMareau-II. Dynamique de recolonisation de la biodiversité après travaux d'entretien du lit de la Loire. Compte-rendu scientifique final (juillet 2016-décembre 2019), INRAE, Orléans, 223 p.

Les champignons : indicateurs d'impact du changement climatique sur les ripisylves

Claudy Jolivet, Gilles Corriol, Florient Desmoulins,
Francis Olivereau, Yann Sellier

Les champignons, indicateurs méconnus de santé des écosystèmes

Les champignons sont présents dans tous les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ils représentent l'un des groupes d'organismes les plus divers sur la planète, jouant des rôles essentiels dans le fonctionnement des écosystèmes. Les classifications phylogénétiques actuelles regroupent sous le terme « champignon » les Eumycètes (ou champignons vrais), constitués de champignons dits « inférieurs » (c'est-à-dire les plus anciens) et de champignons dits « supérieurs » (plus récents). Les Ascomycètes et les Basidiomycètes, formant des sporophores, objet de la présente contribution, font partie de cette deuxième catégorie et sont les groupes les plus étudiés en tant qu'indicateurs. On distingue traditionnellement chez les champignons trois catégories par leur statut trophique : les saprotrophes, spécialisés dans la décomposition des matières organiques, les mycorrhiziens, qui vivent en symbiose avec les plantes supérieures, et les parasites, intervenant dans la régulation des populations. Ces communautés de champignons jouant des rôles fondamentaux, il est essentiel de comprendre comment ils sont impactés par le changement climatique.

Bien qu'assurant de nombreuses fonctions et services écosystémiques, la majorité de la diversité fongique demeure inconnue. En 2011, on dénombrait dans le monde seulement 100 000 espèces décrites pour un nombre total d'espèces estimé à plus de 5 millions. Au cours des dix dernières années, les technologies de séquençage de l'ADN ont révolutionné la taxonomie et l'étude de la diversité fongique, conduisant à de nouvelles estimations s'étalant de 11,7 à 13,2 millions (Wu *et al.*, 2019). Le nombre d'espèces décrites a toutefois progressé pour atteindre 155 000 espèces actuellement. Le référentiel taxonomique TaxRef18 de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) fait état de 25 870 taxons présents en France. La base de données mycologique nationale Fongibase²⁷ (en construction) recense actuellement 1 615 823 observations (au 2 juin 2025) sur le territoire français hexagonal, avec un déficit de connaissance dans de nombreux écosystèmes, dont les ripisylves.

²⁷ <https://fongibase.fongifrance.fr>

Les ripisylves, des mosaïques d'habitats favorables à la fonge

Les ripisylves abritent une grande biodiversité, en raison de leur situation d'interface entre le milieu terrestre et le milieu aquatique et des conditions écologiques particulières et contraignantes qui les caractérisent. Ces espaces situés le long des cours d'eau représentent une mosaïque d'habitats favorables à la fonge : boisements alluviaux et milieux humides principalement, pouvant être entrecoupés par des pelouses sèches ou des prairies, formant des écotones et des mosaïques. Dans le Val de Loire par exemple, les boisements alluviaux constitués par la saulaie-peupleraie ou la chênaie-ormie-frênaie (tous deux d'intérêt communautaire) représentent un enjeu prioritaire de conservation. Ils abritent de nombreuses espèces de champignons, souvent très spécialisés, associés à la végétation, aux zones humides, ou exploitant les ressources en bois mort (Jolivet *et al.*, 2025, à paraître). La très large gamme de paramètres écologiques auxquels les champignons peuvent s'accommoder en fonction des espèces, de la diversité de leur mode de nutrition et du niveau de spécialisation à leur substrat, leur permet d'occuper la totalité des habitats potentiellement présents dans ces milieux (CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées, 2019).

Intégrer le suivi des champignons pour améliorer la gestion des ripisylves face au changement climatique

L'évaluation de l'impact du changement climatique et des modes de gestion des espaces naturels nécessite de disposer d'indicateurs fiables de l'état de conservation des habitats. Les champignons, par leurs traits de vie, renseignent sur l'état de conservation des milieux. Leur étude permet de caractériser la maturité des sols et des habitats tels que les bois morts (voir chapitre 13), favorisée par une gestion durable. La diversité des espèces et de leurs niches écologiques permet d'évaluer les impacts, l'abondance de microhabitats, les fonctionnalités ou les processus passés ou en cours sur les sites (Sellier *et al.*, 2021).

Pourtant, l'étude des champignons est rarement intégrée aux diagnostics patrimoniaux, et ils ne sont quasiment jamais la cible de mesures de gestion. L'absence de textes législatifs conférant un statut de protection aux champignons, des listes rouges nationale ou régionales dans la majorité des territoires, qui identifient les espèces à enjeu, expliquent notamment ce défaut de prise en compte. La discrétion des espèces, leur courte période d'apparition, les fortes variations interannuelles dans la production de carpophores, les difficultés de détermination et le manque de mycologues expérimentés sont également des freins limitant la structuration ou la hiérarchisation, par les gestionnaires d'espaces naturels, d'actions de suivi et de gestion en faveur des espèces fongiques.

Malgré ces lacunes, les données des inventaires de la fonge peuvent être analysées et interprétées en termes de biodiversité (liste d'espèces, espèces rares) et de bio-indication (indices de diversité, spectre biologique, indice patrimonial, autres indices qualitatifs selon les espèces observées). La détection de certains champignons est ainsi porteuse d'informations sur la qualité du fonctionnement

hydrologique des ripisylves et sur leur état de conservation. Les données peuvent être confrontées aux référentiels existants : liste des espèces déterminantes des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF), listes rouges, référentiel pour les espèces de zones humides par exemple, qui peuvent s'appliquer aux ripisylves. Plusieurs initiatives en cours (Liste rouge nationale, liste d'espèces protégées, reconnaissance de la fonge comme règne indépendant dans la législation, politiques et accords internationaux) vont permettre aux champignons de progressivement devenir des éléments clés dans l'évaluation de l'état de conservation de nombreux milieux.

Exemple de suivi de la fonge dans la Réserve naturelle de Saint-Mesmin

Cette réserve naturelle nationale (RNN) est située dans le Loiret. Classée en 2006, elle s'étend sur 263 ha et protège 9 km du cours de la Loire. Elle comprend les îles de Saint-Pryvé-Saint-Mesmin et de Mareau-aux-Prés, le site de Fourneaux-Plage et la pointe de Courpain, où la rivière Loiret conflue avec la Loire. La fonge de la réserve est étudiée depuis 1999. Plus de 400 espèces ont été identifiées, dont une vingtaine d'espèces rares, déterminantes des ZNIEFF ou inscrites sur la liste rouge régionale, avec notamment *Pluteus aurantiorugosus* (figure F2.1), *Geastrum fornicatum* (figure F2.2), *Myriostoma coliforme* (figure F2.3) et *Rhodotus palmatus* (figure F2.4). Les préconisations de gestion portent essentiellement sur la libre évolution des boisements (voir chapitre 12) et le maintien des bois morts (voir chapitre 13).

Illustration d'une espèce emblématique des boisements alluviaux

Rhodotus palmatus (figure F2.4) est une espèce lignicole dont la présence témoigne du bon état de conservation des boisements alluviaux mixtes d'ormes et de frênes. Elle se développe sur des troncs morts de feuillus, notamment d'ormes. Devenue rare à très rare dans son habitat en raison du dépérissement des ormes (graphiose, voir chapitre 8), l'espèce semble trouver refuge dans les forêts alluviales du nord de la France.

En région Centre-Val de Loire, elle est surtout signalée dans les boisements alluviaux les plus anciens, tels que les ripisylves de Loire ou du Cher, notamment dans l'Espace naturel sensible du Louroux (Indre-et-Loire), la RNN de Grand-Pierre et de Vitain (Loir-et-Cher), les sites du Conservatoire d'espaces naturels du Loir-et-Cher de l'île de la Folie à Chaumont-sur-Loire (Loir-et-Cher) et du Tour au Lièvre à Selles-sur-Cher (Loir-et-Cher, 1^{re} observation le 24 novembre 2024), la RNN de Saint-Mesmin (Loiret). L'espèce est classée : déterminante de ZNIEFF en Centre-Val de Loire, 5 dans l'indice patrimonial des taxons fongiques en milieu humide, en danger sur la liste rouge Centre-Val de Loire, en danger critique d'extinction sur les listes rouges UICN Poitou-Charentes et Midi-Pyrénées, quasi menacée sur la Liste rouge UICN mondiale. C'est un bon exemple de préservation d'une espèce patrimoniale par le maintien des ripisylves.



Figure F2.1. *Pluteus aurantiorugosus*. Espèce déterminante des ZNIEFF et en danger critique (liste rouge) en région Centre-Val de Loire (© Claudy Jolivet).

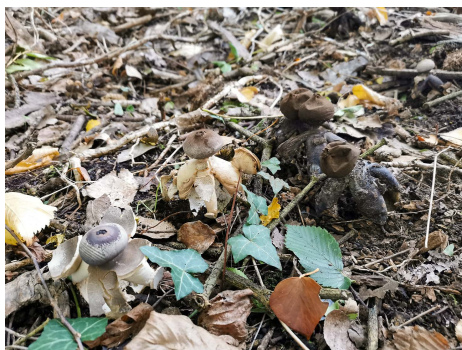


Figure F2.2. *Geastrum fornicatum*. Espèce déterminante des ZNIEFF et en danger critique (liste rouge) en région Centre-Val de Loire (© Florient Desmoulins).



Figure F2.3. *Myriostoma coliforme*. Espèce en danger critique (liste rouge) en région Centre-Val de Loire (© Florient Desmoulins).



Figure F2.4. *Rhodotus palmatus*. Espèce emblématique des boisements alluviaux (© Claudy Jolivet).

Références bibliographiques

- CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées, 2019. Une approche pour décrire les milieux humides grâce aux champignons. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. <http://cbnmpm.blogspot.com/2019/12/bioevaluationfongique-milieux-humides.html>
- Jolivet C., Corriol G., Desmoulins F., Olivereau F., Sellier Y., 2025. Les champignons : indicateurs de l'impact du changement climatique sur les ripisylves. À paraître dans une revue française fin 2025.
- Sellier Y., Dupont V., Sugny D., Gruhn G., Corriol G. *et al.*, 2021. Prise en compte de la fonge dans les espaces naturels. Biologie, ressources documentaires, inventaires, suivis, analyses des données, bioindication, évaluation des impacts de gestion, intégration dans les plans de gestion. *Cahier RNF*, 9, 259 p. <https://www.mycofrance.fr/wp-content/uploads/2021/04/Cahier-technique-RNF-champignons-2021-Bdef-A4.pdf>
- Wu B., Hussain M., Zhang W., Stadler M., Liu X. *et al.*, 2019. Current insights into fungal species diversity and perspective on naming the environmental DNA sequences of fungi. *Mycology*, 10 (3), 127-140. <https://doi.org/10.1080/21501203.2019.1614106>

Apports de l'Inventaire forestier national à la connaissance des forêts alluviales

William Marchand, Ingrid Bonhême, Nathalie Derrière, Marianne Duprez

Définition du domaine d'étude

Chaque année, l'Inventaire forestier national de l'IGN²⁸ fournit des résultats statistiques détaillés sur les forêts de France hexagonale et de Corse, notamment les superficies et les volumes, à différentes échelles spatiales (IGN, 2024). La définition de la forêt utilisée est celle de la FAO (FAO, 2006), soit un territoire d'au moins 0,5 ha avec des arbres pouvant atteindre au moins 5 m de haut à maturité, un couvert boisé de plus de 10 % et une largeur moyenne d'au moins 20 m.

Les résultats sont, entre autres, restitués par grandes régions écologiques (GRECO), un découpage géographique reposant sur des caractéristiques écologiques communes (Cavaignac, 2009). Parmi les 12 GRECO composant le paysage français, la GRECO L regroupe les milieux alluviaux (largeur minimale de 200 m), territoires à la topographie plane marqués par la présence d'une nappe alluviale (IGN, 2012). Environ la moitié de ces alluvions sont récentes (Fz), les autres étant plus ou moins anciennes (Fy et Fx). La GRECO L est divisée en cinq sylvoécorégions (SER) correspondant à chacun des cinq grands bassins hydrographiques de la France (IGN, 2012 ; tableau F3.1).

Surface actuelle, répartition et évolution des forêts dans les SER alluviales

Au sein de la GRECO L, d'une superficie totale de 5 Mha, la forêt couvre 690 000 ha, peupleraies incluses (soit 4 % de la forêt française), pour un taux de boisement de 14 %, nettement inférieur au taux de boisement national de 32 %.

Les forêts dans les SER alluviales sont, par ailleurs, inégalement réparties entre les différentes sylvoécorégions (tableau F3.1). La SER Artois-Picardie-Seine-Normandie affiche la superficie forestière la plus importante (145 000 ha), alors que la SER Adour-Garonne affiche le plus faible taux de boisement (10 %).

En une quinzaine d'années, la superficie des forêts se trouvant dans les SER alluviales a significativement augmenté (figure F3.1). Elle est passée de 557 000 ha en

²⁸ Institut national de l'information géographique et forestière, Inventaire forestier.
<https://inventaire-forestier.ign.fr/>

Tableau F3.1. Superficies forestières (en milliers d'hectares ± intervalles de confiance à 95%) des différentes sylvoécorégions alluviales, par type de forêt et période d'étude.

	Type de forêt	2009	2014	2018	2023
Artois-Picardie- Seine-Normandie Superficie totale de la SER : 1106 000 ha Taux de boisement 2023 : 17 %	Surface forestière totale	145 ± 16	154 ± 17	175 ± 19	190 ± 21
	Forêt non plantée	101 ± 14	105 ± 15	125 ± 17	141 ± 19
	Peupleraie	39 ± 10	40 ± 7	40 ± 8	33 ± 9
	Plantation (hors peupleraie)	5 ± 3	9 ± 4	10 ± 5	16 ± 6
Loire-Bretagne Superficie totale de la SER : 946 000 ha Taux de boisement 2023 : 17 %	Surface forestière totale	138 ± 16	142 ± 17	149 ± 18	165 ± 19
	Forêt non plantée	98 ± 13	109 ± 15	119 ± 16	132 ± 18
	Peupleraie	28 ± 8	24 ± 6	21 ± 6	23 ± 7
	Plantation (hors peupleraie)	12 ± 6	10 ± 4	9 ± 5	10 ± 4
Rhône-Méditerranée Superficie totale de la SER : 1 346 000 ha Taux de boisement 2023 : 11 %	Surface forestière totale	121 ± 16	131 ± 19	137 ± 21	151 ± 22
	Forêt non plantée	105 ± 16	111 ± 19	120 ± 21	134 ± 21
	Peupleraie	10 ± 6	12 ± 5	9 ± 5	10 ± 5
	Plantation (hors peupleraie)	5 ± 3	7 ± 4	8 ± 5	7 ± 4
Adour-Garonne Superficie totale de la SER : 1 243 000 ha Taux de boisement 2023 : 10 %	Surface forestière totale	115 ± 17	130 ± 18	128 ± 19	130 ± 19
	Forêt non plantée	80 ± 14	96 ± 16	96 ± 17	102 ± 17
	Peupleraie	28 ± 12	25 ± 7	17 ± 7	23 ± 8
	Plantation (hors peupleraie)	6 ± 4	9 ± 5	15 ± 7	5 ± 5
Rhin-Meuse Superficie totale de la SER : 365 000 ha Taux de boisement 2023 : 15 %	Surface forestière totale	37 ± 9	48 ± 10	48 ± 11	54 ± 11
	Forêt non plantée	32 ± 8	41 ± 10	43 ± 10	48 ± 11
	Peupleraie	3 ± 4	2 ± 2	2 ± 3	1 ± 3
	Plantation (hors peupleraie)	3 ± 3	5 ± 3	3 ± 3	4 ± 4

SER : sylvoécorégion.

Superficie (milliers d'hectares)

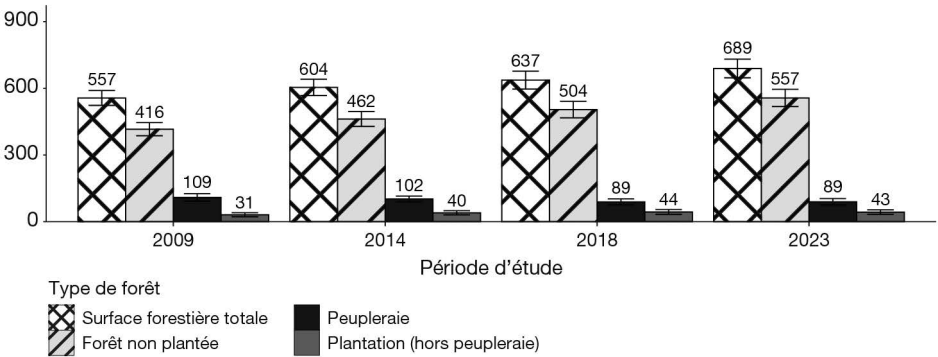


Figure F3.1. Évolution temporelle de la superficie des forêts dans l'ensemble des SER alluviales, par type de forêt. Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Si les intervalles de deux périodes se chevauchent, alors les deux valeurs ne sont pas significativement différentes.

2009 à 689 000 ha en 2023, soit une progression de + 24 %, bien supérieure aux + 8 % d'expansion enregistrés hors zone alluviale. Cette dynamique varie selon la SER, mais seule la SER Artois-Picardie-Seine-Normandie affiche une hausse statistiquement significative.

Les différents types de forêts des SER alluviales

Les forêts des SER alluviales se répartissent en 13 % de peupleraies (89 000 ha), 6 % d'autres plantations (43 000 ha), et donc plus de 81 % (557 000 ha) de forêts non plantées. Les volumes de bois à l'hectare sont comparables entre ces types de forêts : 145 m³/ha pour les peupleraies, 149 m³/ha pour les autres plantations, et 154 m³/ha pour les forêts non plantées. À titre de comparaison, les forêts situées hors zone alluviale, tous types confondus, présentent un volume moyen plus élevé (173 m³/ha), et 13 % de la superficie est plantée.

Hors peupleraies, les forêts des SER alluviales sont sensiblement moins gérées : seulement 36 % de leur superficie présentent des signes manifestes de gestion, contre 51 % pour les autres forêts. Par ailleurs, seuls 10 % de la superficie forestière des SER alluviales sont publics, et près des trois quarts de la superficie forestière ne disposent pas de document de gestion.

Au total, près d'une centaine d'espèces d'arbres ont été observées au sein de l'ensemble des forêts des SER alluviales françaises sur la période 2019-2023. Parmi elles, le peuplier cultivé (16 Mm³), le chêne pédonculé (15 Mm³), le frêne commun (11 Mm³) et l'aulne glutineux (8 Mm³) sont sans surprise les plus représentés (figure F3.2). Le peuplier noir et le saule blanc, espèces pionnières fondatrices de la ripisylve (voir fiche 7), sont présents en tant qu'espèces principales sur respectivement 24 000 et 16 000 ha.

Les forêts se trouvant dans les SER alluviales sont à peu près aussi riches en espèces arborées ligneuses (5,3 en moyenne par placette) que les autres forêts (5,0). Cependant, la richesse spécifique varie selon la SER. Les SER Rhin-Meuse et Artois-Picardie-Seine-Normandie affichent les moyennes les plus élevées, avec respectivement 7,5 et 5,7 espèces d'arbres en moyenne. Les forêts de la SER Adour-Garonne sont, quant à elles, les moins riches, avec seulement 4,4 espèces d'arbres.

Les habitats naturels des forêts alluviales ou riveraines

L'Inventaire forestier qualifie également les types d'habitats naturels sur le terrain non pas uniquement du fait de leur présence dans les grandes vallées, mais sur la base de leur physionomie et de leurs caractéristiques écologiques propres. Pour cette fiche, nous avons retenu 4 types d'habitats d'intérêt communautaire que l'on peut qualifier d'alluviaux, déterminés par l'Inventaire forestier : forêts alluviales à aulnes et frênes (91E0), forêts mixtes riveraines des grands fleuves en zone tempérée (91F0), forêts méditerranéennes de galeries à saules et peupliers blancs (92A0) et galeries et fourrés riverains méridionaux (92D0).

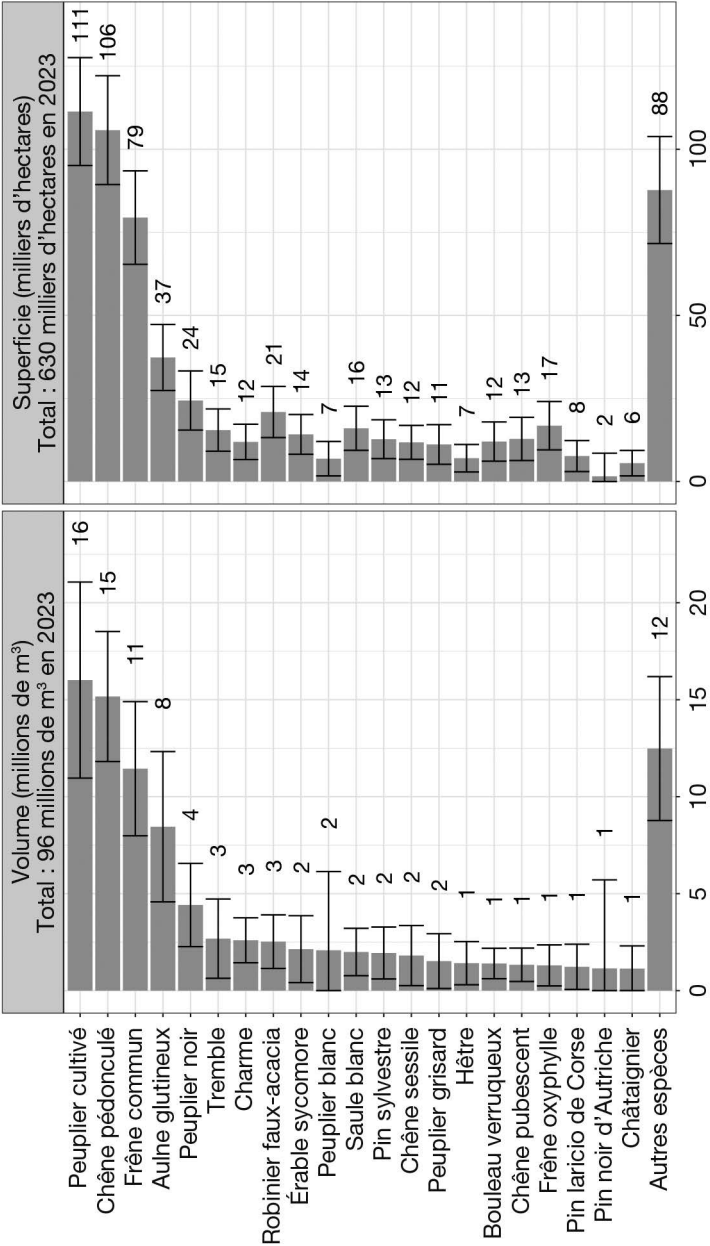


Figure F3.2. Les espèces les plus fréquentes des forêts des SER alluviales. Volume des espèces observées, et superficie des peuplements où l'espèce est principale (plus fort couvert sur la placette d'inventaire).

Cet ensemble représente près de 400 000 ha. Cependant, ces forêts ne sont pas toutes situées dans les SER alluviales, puisque 178 000 ha se trouvent en dehors de celles-ci (tableau F3.2). Par ailleurs, une part importante de la superficie des forêts dans les SER alluviales est constituée d’autres types d’habitats (environ 300 000 ha + 89 000 de peupleraies cultivées). Dans le tableau F3.2, nous constatons que les forêts mixtes riveraines des grands fleuves (91F0) sont incluses pour 93 % de leur superficie dans les SER alluviales, alors que les forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (91E0) sont à 63 % hors des SER alluviales. Cela est lié à la largeur minimale de 200 m retenue pour les SER alluviales, 91F0 étant dans les grandes vallées, alors que 91E0 est majoritairement dans des vallées de moins de 200 m de large ou hors vallée.

Tableau F3.2. Répartition des superficies des principaux habitats forestiers alluviaux dans les SER alluviales et en dehors.

Nom de l'habitat	Code HIC	Superficie (milliers ha)		
Sylvoécorégions alluviales				
Forêts alluviales à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i>	91E0	93	±	11
Forêts mixtes riveraines des grands fleuves	91F0	100	±	11
Forêts-galeries à <i>Salix alba</i> et <i>Populus alba</i>	92A0	23	±	7
Galeries et fourrés riverains méridionaux	92D0	1	±	3
Total HIC forêts alluviales dans SER alluviales		217	±	17
Hors sylvoécorégions alluviales				
Forêts alluviales à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i>	91E0	157	±	14
Forêts mixtes riveraines des grands fleuves	91F0	8	±	3
Forêts-galeries à <i>Salix alba</i> et <i>Populus alba</i>	92A0	13	±	5
Galeries et fourrés riverains méridionaux	92D0	0		
Total HIC forêts alluviales hors SER alluviales		178	±	16
Total		395	±	23

Source : IGN, Inventaire forestier national, campagnes 2013-2022, forêts de production hors peupleraies.
HIC : habitats d’intérêt communautaire.

En croisant les données relatives aux habitats avec les autres données de l’Inventaire, il est possible de calculer un état de conservation du paramètre « Structure et fonctionnement » avec la même méthode que celle utilisée pour la fourniture de données aux experts pour le rapportage européen à la Directive Habitats-Faune-Flore (Maciejewski et Bonhême, 2024). Quatre critères de conservation (notés 1 à 4 dans le tableau F3.3) sont définis pour qualifier le paramètre, et des indicateurs sont calculés pour les éclairer. Puis une notation de 0, 50 ou 100 est attribuée par indicateur en fonction de la valeur de celui-ci, 0 caractérisant un mauvais état, 100 un bon état et 50 un état intermédiaire. Enfin, une note globale sur 100 est calculée par critère puis par habitat. Le paramètre « Structure

et fonctionnement » est considéré en bon état si la valeur de cette note est supérieure à 66,6, en mauvais état si la valeur est inférieure ou égale à 33,3, et en état intermédiaire quand la valeur se situe entre 33,3 et 66,6. Les trois habitats comportant suffisamment de superficie pour être évalués (91E0, 91F0 et 92A0) sont notés dans un état intermédiaire, et sont même jugés en mauvais état si l'on ajoute la condition de ne pas avoir deux critères en dessous de la note de 50.

Conclusion

Les données de l’Inventaire forestier national permettent d’avoir une vision détaillée de la ressource ligneuse et des habitats forestiers présents dans les milieux alluviaux. Au-delà des quelques résultats présentés ici, les données collectées par les agents de terrain constituent une base précieuse pour une multitude d’analyses supplémentaires « à la demande ». Grâce aux applications dataIFN²⁹ et OCRE³⁰, chacun peut effectuer ses propres analyses de manière autonome. En outre, il est également possible de solliciter l’Inventaire forestier national pour des extractions spécifiques répondant à des besoins particuliers.

Tableau F3.3. Valeurs des indicateurs utilisés pour qualifier l’état de conservation du paramètre « Structure et fonctionnement » des habitats forestiers.

	1. Présence des espèces structurantes		2. Santé des essences structurantes		3. Continuité spatiale et temporelle	
Habitat	Surface terrière d'espèces d'arbres non indigènes (m ² /ha)	% superficie présentant au moins une espèce invasive	% mortalité/production	% de superficie dépérissant	% de superficie dans des massifs de plus de 1 Mha	% de superficie dans des massifs de plus de 100 000 ha
91E0	2,1	20,1	25,3	9,8	22,7	35,8
	Note 25/100		Note 25/100		Note 50/100	
91F0	2,7	34,5	24,4	10,4	5,7	11,3
	Note 25/100		Note 0/100		Note 50/100	
92A0	1,9	35,7	42,3	7,3	50,1	60,1
	Note 25/100		Note 25/100		Note 50/100	

Source : IGN, Inventaire forestier national, forêts de production hors peupleraies, Indicateur mortalité/production : période 2012-2021 (campagnes 2017-2022 pour la production des arbres prélevés et la mortalité, campagnes 2012-2017 pour la production des arbres vivants), Indicateur dépérissement : campagnes 2017-2022, Indicateur ornières : campagnes 2015-2022, autres indicateurs : campagnes 2013-2022.

²⁹ DataIFN, outil de visualisation et de téléchargement des données recueillies sur le terrain par l’inventaire forestier. <https://inventaire-forestier.ign.fr/dataifn/>

³⁰ OCRE, l’outil de calcul des résultats d’inventaire forestier de l’IGN. <https://ocre-gp.ign.fr/ocre>

Références bibliographiques

Cavaignac, 2009. Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine. Étude et définition. Convention DGFAR/IFN n° E 12/06, IFN, Nogent-sur-Vernisson, 53 p. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/Part1_rapport_ser.pdf

FAO, 2006. Évaluation des ressources forestières mondiales 2005. Progrès vers la gestion forestière durable. *Étude FAO : Forêts*, 147, 321 p.

IGN, 2012. GRECO L : Alluvions récentes. IGN, Saint-Mandé, 14 p. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/GRECO_L.pdf

IGN, 2024. Inventaire forestier. Méthodologie 2024. Pour bien comprendre les résultats publiés 2019-2023. Inventaire forestier-IGN, Nogent-sur-Vernisson, 43 p. <https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/methodologie-2024.pdf>

Maciejewski L., Bonhême I., 2024. Évaluation de l'état de conservation d'habitats forestiers d'intérêt communautaire à l'échelle biogéographique par la valorisation des données de l'Inventaire forestier national. Principes méthodologiques, critères et indicateurs. Patrinat-IGN, 45 p.

	4. Fonctionnalité du sol					Note du paramètre
	Nombre de très gros bois/ha	Volume/ha de bois mort au sol (m ³ /ha)	Volume/ha de bois mort sur pied (m ³ /ha)	% de superficie ayant des dégâts importants dus aux ornières	% de superficie ayant des dégâts visibles dus aux ornières	
	9,8	26,3	11,8	7,4	13,8	50/100
	Note 100/100					
	5,4	21,9	9,4	2,9	14,7	40/100
	Note 83/100					
	17,5	12,5	5,6	2,0	8,3	42/100
	Note 67/100					

Fiche 4

Les forêts anciennes : un patrimoine rare dans les vallées alluviales de Champagne

Sylvain Gaudin, Laurence Carnnot

Les vallées alluviales ont depuis très longtemps été façonnées par les activités humaines. Les usages et les modes d'occupation de l'espace y sont nombreux : grandes cultures, prairies, carrières, voies de communication, forêts, populi-culture, etc.

La place occupée par la forêt (figure F4.1) a ainsi évolué dans le temps (ex. : défri-chement, plantation, colonisation des berges ou des dépôts alluviaux). Un espace forestier actuel correspond donc soit à un boisement récent à l'échelle forestière (ex. : une plantation réalisée il y a un siècle) soit à une forêt ancienne avec une continuité de l'état boisé depuis au moins deux siècles. Ainsi, une forêt récente pousse sur un territoire qui a connu une autre occupation de l'espace il y a moins de deux siècles. Les sols ont pu notamment y être modifiés de façon durable par des pratiques agricoles (fumure, labour). À l'opposé, dans les forêts anciennes, la continuité de l'état boisé sur une longue période va de pair avec des traits uniques de milieu et de composition en espèces. Par exemple, certaines plantes se retrouvent préférentiellement dans les forêts anciennes, en raison d'un mode de dispersion peu efficace (graines dispersées par simple gravité ou par les fourmis, voire propagation par voie végétative ; Dupouey *et al.*, 2002). Cette très faible capacité de reconquête, même après le retour de l'état boisé, explique leur



Figure F4.1. Vue aérienne de la vallée de la Marne à Saint-Germain-la-Ville (51). Les vallées alluviales se présentent comme des mosaïques de milieux ouverts (cultures, prairies, etc.) et fermés (forêts, peupleraies) (© Sylvain Gaudin).

fréquence réduite en forêt récente. Diverses études ont montré des différences entre forêts anciennes et récentes en ce qui concerne la biodiversité (voir par exemple Chevalier *et al.*, 2009, pour la flore en milieu alluvial).

Le prisme de l'ancienneté de l'état boisé est rarement pris en compte pour caractériser la biodiversité. Les études visant à définir et cartographier les forêts anciennes sont disparates et partielles. Dans la continuité des actions de recherche et de développement amorcées dans les vallées alluviales de Champagne (Carnnot-Milard, 2010 ; Chevalier *et al.*, 2013), une cartographie des forêts alluviales anciennes a été entreprise grâce au soutien financier de l'Agence de l'eau Seine-Normandie, du conseil régional, de la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (Dreal) de Champagne-Ardenne et de l'Europe (Richard et Carnnot-Milard, 2016).

Localisation et caractérisation des forêts alluviales anciennes en Champagne

L'objectif était de cartographier les forêts anciennes des trois grandes vallées de Champagne-Ardenne (Seine, Aube et Marne). Les cartes d'état-major ont été utilisées pour obtenir une référence assez précise de l'état boisé dans la première moitié du XIX^e siècle (période correspondant au minimum forestier) et ainsi définir les forêts anciennes, par comparaison avec l'état actuel.

Par ailleurs, des relevés de terrain ont permis de caractériser les stations, les habitats, la biodiversité potentielle (voir fiche 10) et la structure des peuplements forestiers dans les forêts anciennes des vallées (Thiberville, 2014). Les forêts alluviales anciennes correspondent majoritairement à des chênaies pédonculées-frênaies. Les frênaies-ormaises, aulnaies-frênaies et aulnaies marécageuses y sont très peu représentées. Les peuplements matures à gros bois y sont très rares. De même, les arbres morts ou porteurs de dendromicrohabitats (voir fiche 8) y sont très peu présents.

Dynamique des forêts anciennes des vallées de Champagne

Les forêts alluviales anciennes sont rares. Elles ne représentent que 4,3 % de la surface totale des vallées (5 380 ha) et environ un quart de la surface des boisements (hors peupleraies). Elles sont en diminution et ont connu un très fort morcellement depuis 1830 (figure F4.2). Des défrichements ont été réalisés pour créer des prairies de fauche ou des cultures, voire pour installer des carrières de granulats.

Critiques et perspectives

Cette étude ne couvre que les principales vallées de Champagne. Un travail analogue sur l'ensemble des milieux alluviaux, notamment sur les petites vallées (voir fiche 5), serait riche d'enseignements. Les cartes d'état-major manquent parfois de précision et il est difficile de repérer les boisements anciens de moins de 0,5 ha.

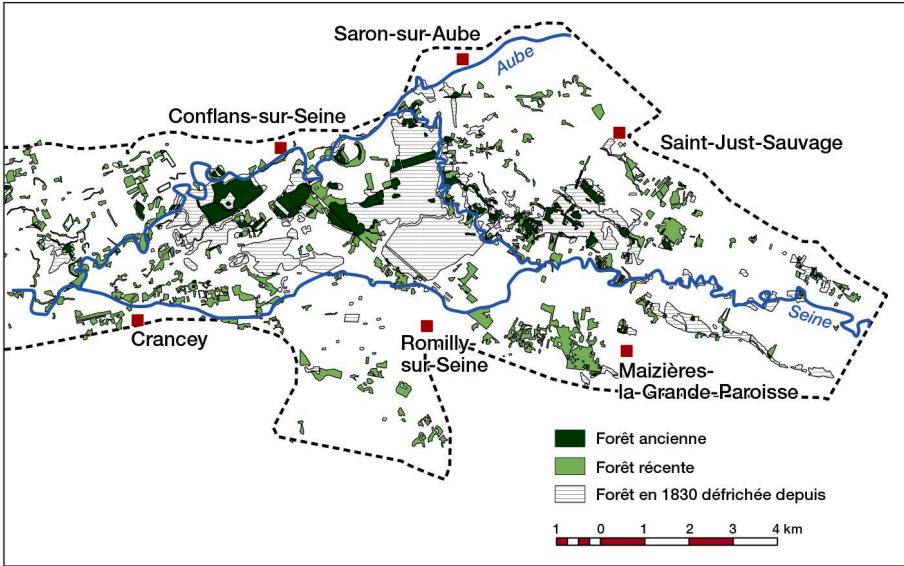


Figure F4.2. Extrait de la cartographie de la Bassée, vers Romilly-sur-Seine (10).

Les cartes produites par l'étude ont largement été diffusées et sont notamment utilisées par les services de l'État lorsqu'ils sont consultés pour des projets d'aménagement dans les vallées. Par ailleurs, la patrimonialité des forêts anciennes est présentée dans les ouvrages techniques destinés aux gestionnaires d'espaces boisés (Carnnot-Milard, 2010). Seule une prise de conscience et des actes cohérents permettront d'enrayer la disparition de ces milieux.

Références bibliographiques

- Carnnot-Milard L., 2010. *Les Milieux alluviaux. Guide pour l'identification des stations et le choix des essences*, CRPF de Champagne-Ardenne, Châlons-en-Champagne, 176 p.
- Chevalier R., Archaux F., Berthelot A., Carnnot-Milard L., Duprez M. *et al.*, 2013. Le concept de forêt ancienne s'applique-t-il aux peupleraies cultivées? Test de pertinence avec la flore des vallées de Champagne. *Revue forestière française*, 65 (4), 375-388. <https://doi.org/10.4267/2042/53632>
- Chevalier R., Berthelot A., Carnnot-Milard L., Duprez M., Galland M. *et al.*, 2009. La Flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne. *Symbioses*, 24, 4-12.
- Dupouey J.L., Sciama D., Koerner W., Dambrine E., Rameau J.C., 2002. La végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54 (6), 521-532.
- Richard J.B., Carnnot-Milard L., 2016. Étude des forêts anciennes en milieux alluviaux. Rapport d'étude, CRPF, Châlons-en-Champagne, 90 p.
- Thiberville M., 2014. Les forêts anciennes des vallées alluviales de Champagne-Ardenne : de la connaissance scientifique à la communication publique. *Bulletin de la Société d'étude des sciences naturelles de Reims*, 27-28, 27-34.

Frapval : Forêts et ripisylves anciennes des petites vallées de la Puisaye

Violette Hervé, Richard Chevalier, Philippe Janssen

Dans le cadre de sa politique Espace naturel sensible, le conseil départemental de l'Yonne a soutenu une étude dédiée aux forêts et ripisylves des petites vallées de la Puisaye. Ainsi, le projet Frapval s'est concentré sur des vallées de largeur modeste, contexte où les forêts anciennes (c'est-à-dire qui n'ont pas subi de défrichement depuis au moins deux siècles, voir fiche 4) ont été peu étudiées. En effet, le caractère linéaire et fragmenté de la forêt, dans ce contexte, interroge sur la pertinence et l'application du concept de forêt ancienne.

Le projet Frapval a été porté par l'INRAE de Nogent-sur-Vernisson (Loiret) et s'est appuyé sur la connaissance du terrain par le Centre national de la propriété forestière (CNPf) Bourgogne-Franche-Comté, antenne d'Auxerre (Yonne).

Description du projet

Le projet visait plusieurs objectifs (Chevalier *et al.*, 2020a; 2020b) :

- cartographier les forêts alluviales et déterminer leur état d'ancienneté, en utilisant la carte d'état-major (1837) et des photos aériennes à différentes dates;
- comparer la flore vasculaire de 24 forêts connectées au cours d'eau : 12 en forêts anciennes et 12 en forêts récentes, afin, d'une part, de valider le concept de forêt ancienne (ici sur une zone en retrait de 20 m de la rivière) et, d'autre part, de tester celui de ripisylve ancienne (ici sur une bande de 10 m au contact de la rivière);
- communiquer sur la valeur et les préconisations de gestion des forêts alluviales et des ripisylves, en particulier lorsqu'elles sont anciennes (Baruch, 2020 ; figure F5.1).

Des investigations plus prospectives ont aussi été menées sur la faune aquatique (invertébrés et poissons), mais ne sont pas décrites ici (voir Chevalier *et al.*, 2020a).

Principaux résultats

Non seulement le concept de forêt ancienne a été validé pour la flore, mais les cortèges floristiques caractéristiques de l'ancienneté de l'état boisé y sont apparus comme relativement bien conservés, avec notamment un plus grand nombre d'espèces indicatrices de forêt ancienne (comme *Primula elatior*, *Carex sylvatica*, *Milium effusum*) par site (+ 47 %) comparativement à une étude menée dans les grandes vallées alluviales de champagne (Chevalier *et al.*, 2009).

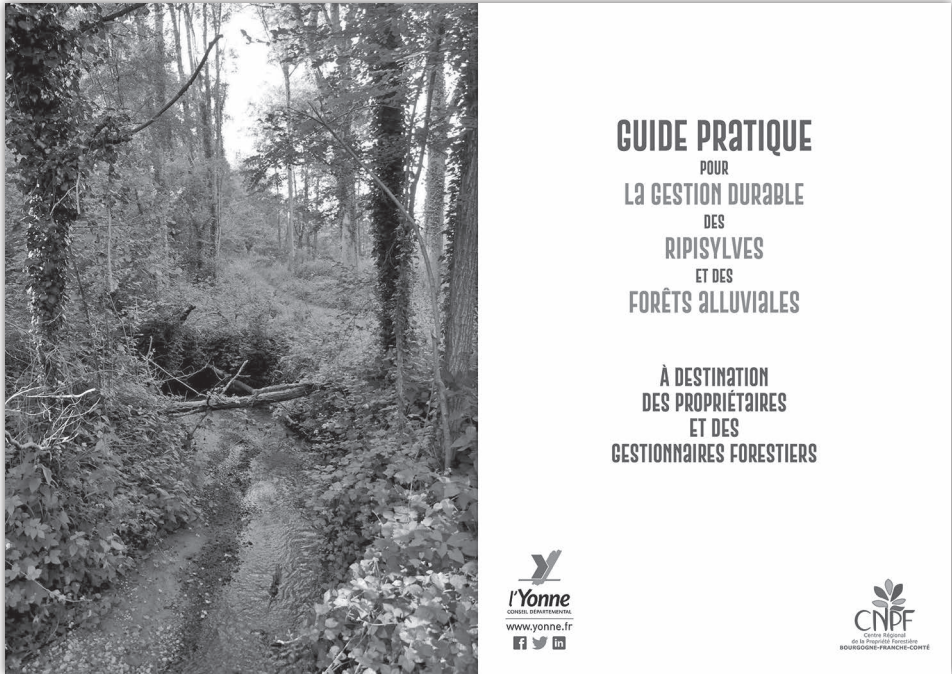


Figure F5.1. Couverture du guide de vulgarisation édité lors du projet Frapval (Baruch, 2020) (© CNPFP-CRPF Bourgogne-Franche-Comté).

Les ripisylves anciennes abritaient aussi une plus grande richesse en espèces indicatrices que les ripisylves récentes, ce qui valide le concept de ripisylve ancienne. Par ailleurs, les ripisylves anciennes comptaient plus d'espèces indicatrices que les parties de forêts anciennes en retrait du cours d'eau.

Finalement, nous observons un gradient d'augmentation de la richesse locale en espèces indicatrices : forêts récentes en retrait < forêts anciennes en retrait = ripisylves récentes < ripisylves anciennes. Le détail des résultats peut être consulté dans Chevalier *et al.* (2020a) et Janssen *et al.* (2021).

Concernant la partie cartographie, 389 km de rivière et 5 650 ha de vallée alluviale ont été couverts (Chevalier *et al.*, 2020a). La forêt (spontanée) occupe aujourd'hui près de 15 % de cette surface, et la populiculture (assez extensive) environ 10 %. La forêt occupait seulement 2,9 % de cette surface en 1837. La forêt ancienne ne couvre plus aujourd'hui que 1,8 % des 5 650 ha de vallée.

Concernant les ripisylves (ici bandes boisées au contact de la rivière), sur les 389 km de rivière étudiés, les proportions en situation de ripisylves anciennes sont similaires à celles des forêts anciennes. En revanche, la proportion du linéaire de rivière boisée représente aujourd'hui 29 % (et la peupleraie 16 %), signe que la forêt gagne du terrain préférentiellement à proximité des rivières.

Si la forêt est en forte progression (taux de boisement multiplié par 5 en 180 ans), la forêt ancienne demeure peu étendue (83 ha) et fragmentée (surface moyenne

de 1,5 ha) sur la zone d'étude. Elle se trouve de plus en plus « diluée » au sein d'une matrice de forêts récentes, et il est d'autant plus important de connaître sa distribution pour mieux la préserver.

Conseils pour la gestion

L'ensemble des résultats a permis de formuler des priorités à porter à connaissance des gestionnaires :

- priorités de 1^{er} ordre : préserver les ripisylves anciennes, qui constituent le meilleur réservoir en espèces de forêts anciennes, mais aussi préserver les ripisylves et les forêts récentes les plus humides, qui hébergent une flore patrimoniale, face au changement climatique ;
- priorités de 2^e ordre : conserver les forêts anciennes en maintenant les cortèges d'essences en place (pas de plantations), tout en conservant les ripisylves récentes proches ou connectées aux forêts anciennes ;
- priorité de 3^e ordre : gérer durablement les autres ripisylves et les forêts récentes.

Le CNPF Bourgogne-Franche-Comté a œuvré à la définition de modes de gestion respectueux de ces milieux et à la sensibilisation des propriétaires et des gestionnaires forestiers. Cela s'est notamment concrétisé par la réalisation d'une plaquette de vulgarisation éditée par le Conseil départemental de l'Yonne (figure F5.1 ; Baruch, 2020), et par le biais de réunions de terrain. Ce guide est toujours largement diffusé à destination de l'ensemble des usagers des ripisylves et des forêts alluviales, bien au-delà de la zone d'étude.

Références bibliographiques

- Baruch N., 2020. Guide pratique pour la gestion durable des ripisylves et des forêts alluviales à destination des propriétaires et des gestionnaires forestiers. Plaquette de vulgarisation, CNPF-CRPF Bourgogne-Franche-Comté, Auxerre, 11 p. <https://inria.hal.science/hal-03546259/>
- Chevalier R., Archaux F., Dessanges B., Evette A., Girondin M. *et al.*, 2020a. FRAPVAL : Forêts et Ripisylves Anciennes des Petites Vallées de la Puisaye. Rapport scientifique, INRAE UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson, 84 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03546154v1>
- Chevalier R., Berthelot A., Carnnot-Milard L., Duprez M., Galland M. *et al.*, 2009. La Flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne. *Symbioses*, 24, 4-12.
- Chevalier R., Jeliakov A., Le Pichon C., Tales E., Charon J. *et al.*, 2020b. Étude « FRAPVAL » : Forêts et Ripisylves Anciennes des Petites Vallées de la Puisaye. Synthèse des résultats, INRAE UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson, 11 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03546228v1>
- Janssen P., Chevalier R., Evette A., Archaux F., 2021. The closer the better? Relative influence of forest continuity and distance to water on the taxonomic and functional structure of riparian plant communities along headwater streams. *Applied Vegetation Science*, 24, e12591, 11 p. <https://doi.org/10.1111/avsc.12591>

Le Val de Loire patrimoine mondial, un paysage d'abord culturel

Francis Vautier, Bruno Marmioli

La partie du Val de Loire inscrite sur la Liste du patrimoine mondial de l'Unesco depuis novembre 2000, bien que très urbanisée, présente un linéaire de 300 km entre Sully-sur-Loire (Loiret) et Chalonnes-sur-Loire (Maine-et-Loire), dont une partie est occupée par une ripisylve qui n'a cessé d'évoluer pour progressivement enserrer le lit mineur de la Loire. La notion de « fermeture » du paysage ligérien, c'est-à-dire l'idée que le fleuve disparaisse à la vue depuis les levées et que ce paysage fluvial ne soit plus perçu conformément aux représentations que l'on en a, est liée à cette évolution.

Recul des parcelles agricoles, disparition du bocage, absence de navigation marchande... Les usages associés aux représentations ont considérablement changé. Le maintien de la diversité des milieux, liée à la variété des usages et des pratiques, passe désormais par une implication différente des communautés humaines. Dans un article consacré à la relation entre les composantes de la biodiversité et les paysages ligériens, Berton et Cornier (2002) rappelaient le rôle des actions humaines, mais également la nécessité, selon eux, d'entretenir les bords du fleuve : « Sans l'homme, l'évolution "naturelle" du lit de la Loire et de l'hydrosystème en général est la fermeture du milieu par la forêt alluviale, la bande active restant cependant constamment soumise aux événements hydrologiques, cycliques ou non. [...] Le maintien d'une certaine ouverture des milieux générant la diversité et la dynamique des habitats, eux-mêmes à l'origine de la diversité des communautés animales et végétales, les gestionnaires de l'hydrosystème Loire devront veiller, lors des travaux d'entretien ou de restauration, à ce que les milieux restent aussi diversifiés que possible. »

Les deux chercheurs ne revendiquaient pas une approche pittoresque pour justifier des ouvertures – d'ailleurs qualifiées de « fenêtres » lorsqu'elles sont liées à une posture paysagiste. Ils prônaient le maintien d'une diversité de milieux qui, faute d'être encore pâturés, tendaient à s'homogénéiser. Plus de vingt ans plus tard, la question demeure, et nous devons prendre en compte les changements importants en matière de compréhension du fonctionnement et du rôle des ripisylves pour nous interroger sur la validité des représentations et des définitions des paysages de la Loire moyenne.

La ripisylve en question

L'approche valorisée par l'inscription à l'Unesco, qui proposait dans son plan de gestion le maintien de nombreuses « fenêtres » sur les paysages du Val de Loire, semble de plus en plus en contradiction avec l'idée que la Loire représente un corridor de biodiversité dont les berges ligneuses constituent une composante essentielle. Le paysage culturel célébré lors de l'inscription se fonde sur une série de représentations dont il est difficile de se départir tant leur ancrage est profond. Elles participent à l'émergence d'une définition institutionnelle du paysage ligérien, qui devient, dès lors, un modèle archétypal dont il faut préserver l'intégrité. Appréhendé selon un prisme essentiellement culturel, ce paysage mêle des valeurs esthétiques, historiques ou géographiques incarnées à travers une série de motifs paysagers qui agissent sur le réel.

L'agence régionale de la biodiversité Centre-Val de Loire (Parc naturel régional Normandie-Maine, 2016) insiste sur le rôle écologique de la ripisylve (figure F6.1), qui contredit en partie les propositions et les orientations du plan de gestion du Val de Loire Unesco. La question de l'équilibre entre les approches n'est pas nouvelle. Le dossier d'inscription déposé au Centre du patrimoine mondial en novembre 2000 la mentionnait déjà : « La gestion du patrimoine doit être également entendue comme la recherche d'une optimisation de la biodiversité et des paysages dans le fonctionnement des sociétés humaines. »

Chaque bien du patrimoine mondial est doté d'un plan de gestion qui permet de préciser la valeur universelle exceptionnelle du bien et de définir les risques, les menaces et les actions à engager par les collectivités pour assurer la conservation et la transmission du bien. Dans le cas du Val de Loire, la forêt alluviale est à la fois un motif paysager reconnu et une menace potentielle liée à la fermeture des vues sur le fleuve : la végétalisation naturelle des berges est identifiée comme une menace en lien avec la perte de la transparence et de la covisibilité d'une rive à l'autre. Reconnaissons le paradoxe qui consiste à identifier et qualifier un motif paysager, tout en considérant son évolution comme un risque d'altération du paysage.



Figure F6.1. Vue depuis le fleuve et la ripisylve de l'île de la Boisselière, située entre Saint-Pierre-des-Corps et Rochecorbon (Indre-et-Loire), en amont de la ville de Tours. La ripisylve constitue un réservoir de biodiversité au cœur de la métropole de Tours en même temps qu'une césure visuelle depuis le fleuve vers les zones urbaines, en particulier la zone d'activité située au sud de l'île (© Francis Vautier et Bruno Marmiroli).

La proposition du plan de gestion reprend l'idée développée par Berton et Cornier (2002), mais pour des raisons différentes. Dans les deux cas, une intervention humaine est nécessaire pour garantir la gestion, et surtout la coupe des boisements. Comment dès lors considérer, dans la définition des paysages ligériens, la notion de milieux ? Comment faire en sorte que la valeur écologique de la ripisylve soit intégrée dans l'approche paysagère et que le débat ne porte plus uniquement sur la vue – c'est-à-dire une perception lointaine du territoire – ou sur des usages disparus ?

Paysages culturels *versus* paysages vivants ?

À ces questions s'ajoute la délicate notion d'entretien du lit du fleuve (et non pas des berges), qui consiste essentiellement à « contrôler » la végétation située entre les levées – en particulier en amont des ponts – qui pourrait freiner l'écoulement des eaux en cas de forte crue. Là encore, une étude minutieuse est essentielle avant toute action. En 2016, la Société d'étude, de protection et d'aménagement de la nature en Touraine (Sepant) a dénoncé la destruction de l'île de Bondésir (Indre-et-Loire) par les services de l'État. Selon l'association, le prétexte évoqué, à savoir la lutte contre les risques d'inondation, n'était pas recevable, la Loire étant assez large à cet endroit...

Toutes les ripisylves ne se valent pas, diront les géographes. Toutes les vues non plus, rappelleront les écologues, et la crise écologique nous inciterait plutôt à chérir les forêts qu'à « ouvrir » des fenêtres sur un territoire composé d'une faune et d'une flore dont on connaît finalement assez mal les interactions. La mise à distance du paysage, qui a permis d'en définir les contours culturels, doit désormais s'accompagner d'une approche plus large et plus immersive, qui nous rappellera combien nous sommes reliés à l'hydrosystème. Inviter la communauté scientifique à évaluer systématiquement la valeur écologique, recueillir les témoignages de riverains attachés à « leur » paysage, arpenter les rives en empruntant un chemin à travers la ripisylve pour rejoindre la berge, c'est renforcer le lien sensible avec le milieu ligérien (voir chapitre 10). C'est mesurer combien il est vivant et animé dès lors qu'on s'y insère discrètement, et combien cette frange boisée est un élément de notre patrimoine commun.

À la notion de « paysage culturel », nous proposons de substituer celle de « paysage vivant », ouvert aux dimensions humaines et non humaines, ce qui n'exclut pas la nécessité de mener une réflexion collective sur la préservation de perspectives historiques. Il s'agit une nouvelle fois d'une question d'équilibre.

Références bibliographiques

- Berton J.P, Cornier T., 2002. L'impact des composantes de la biodiversité sur les paysages ligériens. *Revue* 303, 75, 322-329.
- Parc naturel régional Normandie-Maine, 2016. *Guide pratique. Bien entretenir la végétation rivulaire*, Parc naturel régional Normandie-Maine, Carrouges, 27 p.

Partie V

Outils et indicateurs

Connaissance de l'écologie des arbres de la ripisylve : la *Flore forestière française*

Richard Chevalier, Gérard Dumé, Christian Gauberville,
François Lebourgeois

L'écologie des essences de la ripisylve et de la forêt alluviale étant traitée de façon plus ou moins diffuse au sein des différents chapitres et disposant d'un excellent outil dédié à cette problématique (la *Flore forestière française*, FFF), cette fiche présente d'une part la FFF et d'autre part quelques singularités des principales essences.

Présentation

La FFF est composée de trois tomes dont le premier, consacré aux plaines et collines, est paru en 1989 (Rameau *et al.*, 1989, couverture verte). La préoccupation était de fournir un outil pratique pour l'identification, y compris à l'état végétatif, de la majorité des espèces de la flore vasculaire forestière (fougères, prêles et plantes à fleurs) et de quelques bryophytes terricoles indicatrices.

Portant par ailleurs le sous-titre de *Guide écologique*, l'objectif était aussi de porter à connaissance les principales caractéristiques biologiques et écologiques de chaque espèce décrite sur deux pages (figure F7.1). Sur la page de gauche, des dessins d'une grande finesse illustrent les différentes parties de la plante. La page de droite compile les principales informations utiles : nomenclature, caractères biologiques, caractères diagnostiques d'identification, distribution géographique avec carte de répartition, données autécologiques avec diagramme acidité/humidité du sol, biotope et formations végétales préférentielles. Les espèces apparaissent par groupes taxonomiques précédés de clés de détermination, dans l'ordre : bryophytes, fougères et prêles, gymnospermes, angiospermes ligneuses, angiospermes herbacées. La couverture plastifiée et le papier bible (résistant et autorisant plus de 2000 pages dans un format peu encombrant) encouragent son utilisation sur le terrain.

Le premier tome (plaines et collines) a fait l'objet d'une nouvelle édition actualisée et complétée (Dumé *et al.*, 2018, couverture blanche). Du fait du caractère en partie azonale des vallées, ce tome décrit toutes les espèces d'arbres des ripisylves françaises et la majorité des espèces ligneuses que l'on peut y rencontrer. Par ailleurs, deux autres tomes, structurés comme le premier, ont vu le jour : Rameau *et al.* (1993) pour les montagnes (tome 2, couverture bleue) et Rameau *et al.* (2008) pour la région méditerranéenne (tome 3, couverture rouge). Ils décrivent notamment les ligneux spécifiques à ces territoires géographiques.

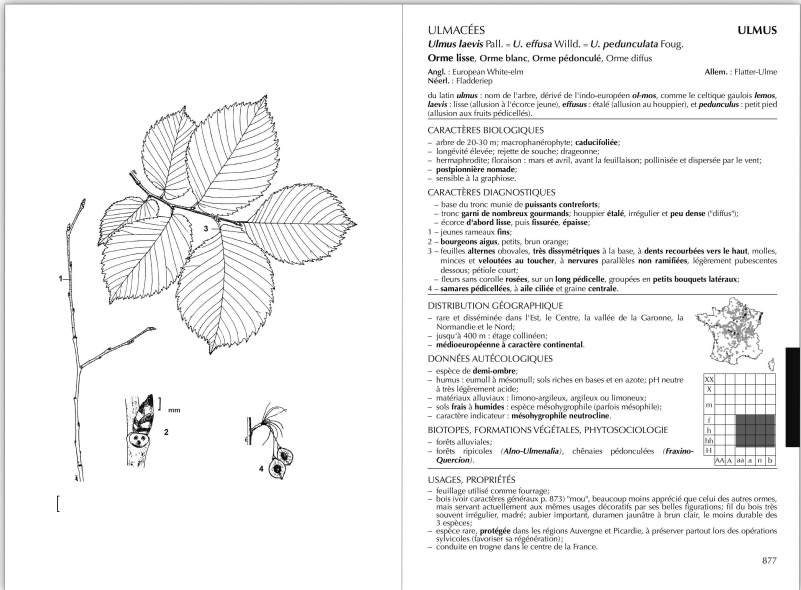


Figure F7.1. Description de l'orme lisse dans la *Flore forestière française*, tome 1 : *Plaines et collines*, nouvelle édition, CNPF-IDF (Dumé *et al.*, 2018).

Les principales espèces d'arbres de la ripisylve

Les espèces ligneuses étant nombreuses dans la FFF (216 pour la FFF blanche plaines et collines), nous proposons ci-après une sélection des principales espèces de la ripisylve, en invitant le lecteur à consulter les pages correspondantes. Nous les présentons au sein de 4 groupes combinant leur apparition dans les successions forestières (voir chapitre 6) et leur enjeu décroissant pour la gestion de la ripisylve.

Les pionnières fondatrices de la ripisylve

Les deux principales espèces sont le peuplier noir sauvage (*Populus nigra*) et le saule blanc (*Salix alba*). Ce sont de grandes espèces sociales de la forêt à bois tendre qui s'installent sur des terrains nus du lit mineur, mobilisés par la dynamique fluviale (grèves, berges). Aptes au bouturage, ces espèces sont à même de fixer des sédiments et de créer les conditions propices à l'installation de la forêt à bois dur. D'autres saules arbustifs précèdent parfois et accompagnent souvent ces deux espèces, notamment *Salix purpurea*, *S. fragilis*, *S. triandra*, *S. viminalis* et *S. elaeagnos*. La présence de ces espèces va dépendre de la région et des conditions du sol. Il est à noter que le peuplier noir bénéficie d'un programme de conservation des ressources génétiques (voir chapitre 9).

Nous pouvons ajouter l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), qui joue un rôle pionnier dans de plus petites vallées, et l'aulne blanc (*A. incana*), qui fait de même en montagne.

Les post-pionnières spécialistes de la ripisylve

Nous mettons dans cette catégorie l'orme lisse (*Ulmus laevis*, figure F7.1) et l'érable négondo (*Acer negundo*). Les graines sont déposées par les crues et, pour cette raison, ces espèces s'éloignent assez peu des rivières. Elles peuvent parfois se comporter en pionnières et ont une forte capacité à rejeter des souches. L'orme lisse est une espèce disséminée bénéficiant d'un programme de conservation des ressources génétiques (voir chapitre 9). Il semble plus résistant à la graphiose que l'orme champêtre (voir chapitre 8) et pourrait manifester une certaine tolérance au stress hydrique, ce qui en ferait une espèce potentiellement intéressante en plantation dans les forêts à bois dur dégradées. L'érable négondo est une espèce exotique envahissante (EEE) assez sociale, supportant un certain ombrage et à couvert dense. Elle peut arriver très tôt dans la succession et ainsi compromettre l'installation des espèces indigènes de la forêt à bois dur.

Les espèces piliers de la forêt à bois dur

Il s'agit ici du chêne pédonculé (*Quercus robur*) et du frêne commun (*Fraxinus excelsior*). Ces espèces sont fréquentes hors vallée mais jouent un rôle majeur dans la constitution de la forêt alluviale à bois dur, où elles sont souvent en mélange. Cependant, le frêne commun est menacé par la chalarose (voir chapitre 8), alors que le chêne pédonculé peut dépérir si son accès à la nappe alluviale est compromis. Le chêne pédonculé reste cependant une essence à fort potentiel en milieu alluvial, y compris lors de plantations, à condition que son alimentation en eau soit suffisante.

Nous pouvons rajouter le frêne à feuilles étroites (*F. angustifolia*) en contexte climatique plus chaud (région méditerranéenne continentale et Corse), et pour mémoire l'orme champêtre (*Ulmus minor*), que l'on retrouve surtout à l'état buissonnant dans de nombreuses forêts dégradées.

Les autres espèces à prendre en compte

Nous les listons de façon plus succincte.

Populus alba et *P. × canescens* sont deux espèces pionnières qui s'attardent dans la forêt à bois dur du fait qu'elles drageonnent abondamment, ainsi que *Prunus padus* et *Alnus cordata*.

Ailanthus altissima et *Robinia pseudoacacia* sont deux EEE qui drageonnent abondamment.

Les peupliers cultivés (*Populus × canadensis* et *P. × generosa*) ont un rôle important dans la filière bois (voir chapitre 14 et fiche 3).

Acer pseudoplatanus, *A. platanoides* et *A. campestre* ainsi que *Tilia cordata* et *T. platyphyllos* sont des espèces plus ou moins présentes en ripisylve. Elles sont potentiellement intéressantes pour aider à l'adaptation climatique de la ripisylve.

Quercus petraea, *Carpinus betulus*, voire *Q. pubescens* ne sont pas des espèces de la ripisylve, mais elles peuvent alerter sur une déconnexion des groupements

végétaux de la nappe alluviale et peuvent aider à revégétaliser des ripisylves en perte de fonctionnalité.

Enfin, les forêts alluviales hébergent des lianes (*Clematis vitalba*, *Hedera helix*, *Humulus lupulus*, *Parthenocissus inserta* – EEE, *Rosa sempervirens*, *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*, etc.) qui jouent un rôle important dans leur dynamique.

Un nouvel ouvrage sur les arbres et arbustes forestiers

Fin 2025 sortira un ouvrage intitulé *Arbres et arbustes des forêts tempérées. Reconnaissance et écologie. Tomes 1 et 2* (Lebourgeois, à paraître 2025).

Le tome 1 en deux parties est consacré, pour la partie 1, aux clés d'identification (écorces, bourgeons, feuilles) de 228 espèces d'arbres et arbustes des forêts tempérées. La partie 2 présente les critères majeurs à prendre en compte pour appréhender les caractéristiques des milieux (climat, topographie, sol, flore) dans lesquels les espèces vivent, et en déduire les facteurs de leur répartition et de leur croissance.

Le tome 2 est également en deux parties. La première présente la synthèse des comportements des principales espèces forestières selon quatre grands contextes de sols : à nappe permanente, à nappe temporaire, issus de roches carbonatées et acides. La seconde partie présente 120 fiches de synthèse de l'écologie par espèce (2 à 6 pages). Pour les plus complètes sont présentées la description (avec photos), la répartition, les exigences climatiques, les préférences écologiques et les potentialités sur les grands types de contextes de sol.

Références bibliographiques

Dumé G., Gauberville C., Mansion D., Rameau J.C. *et al.*, 2018. *Flore forestière française, guide écologique illustré*, tome 1 : *Plaines et collines*, nouvelle édition, IDF, CNPF, Paris, 2 464 p.

Lebourgeois F., 2025. *Arbres et arbustes des forêts tempérées. Reconnaissance et écologie. Tomes 1 et 2*, AgroParisTech, Nancy, environ 220 + 550 p., à paraître.

Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. *et al.*, 1989. *Flore forestière française, guide écologique illustré*, tome 1 : *Plaines et collines*, IDF, Paris, 1 786 p.

Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. *et al.*, 1993. *Flore forestière française, guide écologique illustré*, tome 2 : *Montagnes*, IDF, Paris, 2 422 p.

Rameau J.C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C. *et al.*, 2008. *Flore forestière française, guide écologique illustré*, tome 3 : *Région méditerranéenne*, IDF, Paris, 2 426 p.

Rôle des dendromicrohabitats dans l'évaluation et la conservation de la biodiversité des ripisylves

Amandine Acloque, Laurent Larrieu

Les dendromicrohabitats : des indicateurs indirects de la biodiversité forestière

Les microhabitats associés aux arbres, ou dendromicrohabitats (DMH), sont des singularités morphologiques portées par certains arbres, vivants ou morts. Ils procurent des ressources particulières et spécifiques qui constituent des refuges, des lieux de reproduction, d'hibernation et de nutrition. Ce sont des milieux de vie indispensables à des milliers d'espèces de groupes taxonomiques variés : oiseaux, chauves-souris, rongeurs, insectes, araignées, nématodes, champignons, mousses, plantes, etc. (Larrieu *et al.*, 2018). Dès lors, les arbres porteurs de DMH, aussi appelés « arbres-habitats », sont des attributs de maturité déterminants pour la biodiversité et le fonctionnement des forêts, en complément du bois mort et des très gros arbres (Bouget *et al.*, 2021). En conséquence, les DMH ont été reconnus comme des indicateurs indirects de la biodiversité et sont de plus en plus utilisés dans l'évaluation et le suivi de la biodiversité par les gestionnaires forestiers.

Les DMH se déclinent selon une typologie hiérarchique reposant sur 7 formes (figure F8.1), qui se subdivisent en 17 groupes puis en 52 types (Bütler *et al.*, 2024). Plusieurs facteurs clés ont été identifiés pour la diversité et l'abondance des DMH. Parmi ces facteurs se trouvent notamment l'essence de l'arbre, son diamètre, son âge, son statut (mort ou vivant) et le contexte local dans lequel se trouve le peuplement forestier (Larrieu *et al.*, 2022).

Les dendromicrohabitats dans les ripisylves : la Vistule en Pologne et le Ciron en France

À notre connaissance, seules deux études se sont intéressées à ce jour aux profils complets de DMH associés aux ripisylves : l'étude de Przepióra et Ciach (2022) sur la ripisylve du fleuve Vistule, en Pologne, et les travaux d'Acloque *et al.* (2023) sur la ripisylve du Ciron, dans le sud-ouest de la France.

La ripisylve de la Vistule est dominée par les saules (*Salix* spp.) et les peupliers (*Populus* spp.). La régulation hydrotechnique est faible, ce qui permet le maintien d'îlots de forêt riveraine mature. De plus, le centre de la vallée de la Vistule

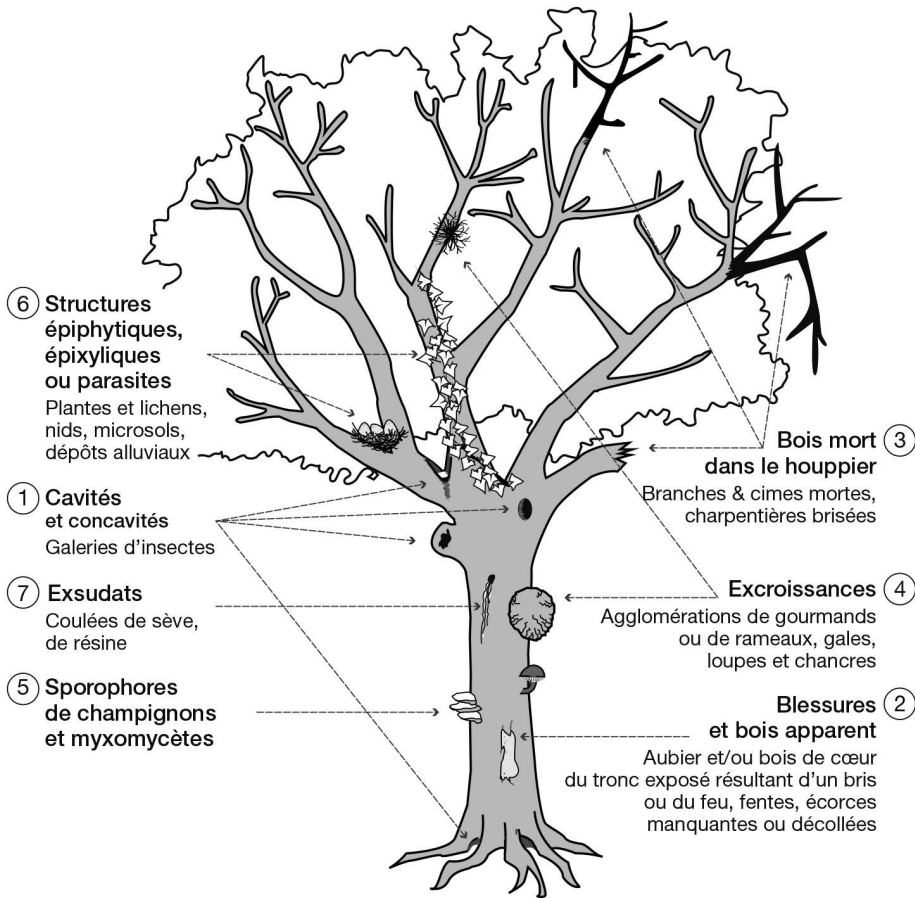


Figure F8.1. Les 7 formes de dendromicrohabitats (© Céline Emberger et Laurent Larrieu).

est intégré dans deux sites Natura 2000, ce qui réduit l'impact de la gestion forestière. Przepióra et Ciach (2022) ont mis en évidence le rôle clé des essences riveraines et de la structure complexe et dynamique des milieux riverains pour la densité et la diversité en DMH. En effet, du fait de leur cycle ontogénique court, certains saules et les peupliers atteignent rapidement de gros diamètres, puis leur vitalité décline, entraînant la mort d'une partie ou de la totalité de l'arbre. Ces deux caractéristiques facilitent la formation de certains DMH nécessitant un diamètre minimal ou du bois mort. Les résultats ont montré que les saules et les peupliers étaient localement plus riches en DMH que d'autres essences feuillues. De plus, certaines espèces ingénieuses associées aux ripisylves, telles que le castor, influencent la composition en essences et la distribution spatiale des arbres (Wright *et al.*, 2002), et influent ainsi sur la probabilité d'occurrence de certains DMH. Enfin, les conditions d'humidité spécifiques aux forêts riveraines favorisent le développement de DMH épiphytiques tels que les lichens et les mousses, qui s'y trouvent alors en grand nombre.

Le Ciron, affluent de la Garonne, est une rivière atypique dont les berges, les ripisylves et les principaux affluents sont classés site Natura 2000. La partie en amont du cours d'eau, située sur le plateau landais dominé par les plantations monospécifiques de pin maritime (*Pinus pinaster*) et la zone d'étude d'Acloque *et al.* (2023), est une jeune ripisylve issue d'un reboisement naturel de prairies abandonnées dans les années 1940. Elle intègre un habitat prioritaire, les « Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* » (habitat 91E0*), dont les espèces arborées indicatrices sont ici l'aulne glutineux (*A. glutinosa*) et le chêne pédonculé (*Quercus robur*). Cette étude a mis en évidence plusieurs facteurs expliquant les profils de DMH associés à la ripisylve :

- les essences riveraines, et particulièrement l'aulne glutineux, contribuent de manière significative à la diversité en DMH à l'échelle du peuplement. De plus, l'aulne glutineux est un porteur préférentiel de certains types de DMH tels que les « loupes » (excroissances sur le tronc dues à une prolifération anarchique de cellules) ;
- la présence de bois mort debout, mais aussi de bois mort au sol contribue significativement à la diversité des DMH à l'échelle du peuplement. Le bois mort au sol est un attribut essentiel des ripisylves, puisqu'il tend à s'y accumuler sous la dynamique des crues ;
- l'absence de gestion sylvicole a un effet positif sur la diversité et l'occurrence des DMH sur certaines essences, en particulier le pin maritime. En effet, la richesse et la diversité en DMH sur les pins maritimes sont plus élevées en ripisylve que dans les plantations avoisinantes, où les arbres sont sélectionnés sur leur valeur commerciale et coupés à un stade précoce, ce qui les empêche d'atteindre des diamètres et des âges nécessaires au développement de certains DMH.

Bien que portant sur des contextes différents, ces deux études mettent en lumière la richesse en DMH des forêts riveraines, grâce à leur grande complexité structurale et à leurs assemblages d'essences spécifiques. Les ripisylves peuvent être considérées comme des *hot-spots* de DMH, ce qui contribue probablement à la forte biodiversité taxonomique observée dans ces milieux et explique la contribution essentielle des ripisylves à la biodiversité régionale.

En pratique : les grands principes de gestion et les outils disponibles

La gestion forestière joue un rôle fondamental dans l'abondance, la diversité et les assemblages de DMH au sein des peuplements, certaines pratiques sylvicoles pouvant mener à une raréfaction drastique, et même parfois à l'absence totale de certains DMH (Larrieu *et al.*, 2012). Les études menées sur les DMH dans les ripisylves soulignent la nécessité de conserver les essences telles que l'aulne glutineux, les grands saules et les peupliers, afin d'augmenter la diversité et l'occurrence des DMH dans les peuplements riverains. La conservation de gros et vieux arbres et de bois mort, sur pied et au sol, est également un enjeu majeur pour l'approvisionnement en DMH à l'échelle du peuplement forestier.

La conservation des DMH passe par leur reconnaissance. Pour ce faire, plusieurs outils et ressources ont été récemment développés et rendus accessibles à une

large gamme d'utilisateurs. Parmi ces ressources figurent notamment un guide de poche des DMH (Bütler *et al.*, 2024), des courts métrages (Bütler et Larrieu, 2022), une plateforme interactive pour découvrir les DMH (Bütler *et al.*, 2021) et une synthèse scientifique vulgarisée (Bütler *et al.*, 2020).

Les DMH ont également été utilisés dans des outils de diagnostic simples et rapides du peuplement forestier permettant aux gestionnaires de prendre en compte la biodiversité : l'indice de biodiversité potentielle (IBP ; Larrieu et Gonin, 2008 ; CNPF³¹) et l'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves (voir fiche 10).

Références bibliographiques

- Acloque A., Larrieu L., Goux N., Revers F., 2023. Recording tree-related microhabitats to assess riparian forest contribution to biodiversity in landscapes dominated by conifer plantations. *Biological Conservation* (286), 110261. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110261>
- Bouget C., Janssen P., Larrieu L., 2021. Très gros arbres, bois morts et arbres-habitats : des attributs de maturité déterminants pour la biodiversité et le fonctionnement des forêts. *H & B : la revue d'humanité et biodiversité*, 6, 142-155.
- Bütler R., Larrieu L., 2022. Dendromicrohabitats. WSL Workshops & Seminars. https://www.youtube.com/playlist?list=PLIdocYDtv7TTtKiBAm68tXZhV5lv_JVB
- Bütler R., Rosset C., Larrieu L., 2021. Dendromicrohabitats. Sylvothèque. <https://habitat.sylvotheque.ch>
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L., 2020. Connaître, conserver et promouvoir les arbres-habitats. *WSL. Not. prat.*, 64, 12 p.
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L., 2024. *Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeur pour leur inventaire dans les forêts tempérées et méditerranéennes*, 2^e édition, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf, 64 p.
- Larrieu L., Gonin P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 6, 727-748. <https://doi.org/10.4267/2042/28373>
- Larrieu L., Cabanettes A., Delarue A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131, 773-786. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z>
- Larrieu L., Courbaud B., Drénou C., Goulard M., Bütler R. *et al.*, 2022. Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats: a synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515, 120235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120235>
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Bütler R., Kraus D. *et al.*, 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Przepióra F., Ciach M., 2022. Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: an ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of the Total Environment*, 803, 149881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149881>
- Wright J.P., Jones C.G., Flecker A.S., 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132, 96-101. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0929-1>

³¹ <https://www.cnpf.fr/nos-actions-nos-outils/outils-et-techniquesibp-indice-de-biodiversite-potentielle>

Le suivi des forêts alluviales dans la Réserve naturelle du Val de Loire

Cécile Racapé, Richard Chevalier, Damien Hémeray

Contexte et description de l'outil

La Réserve naturelle du Val de Loire (RNVL) s'étend sur près de 1 500 ha sur les départements du Cher et de la Nièvre. Cogérée par les Conservatoires d'espaces naturels Bourgogne et Centre-Val de Loire, la RNVL a été créée par décret ministériel en 1995.

Les milieux forestiers couvrent 38 % de la surface totale de la réserve ; les boisements à bois tendres (saulaies et peupleraies noires) représentent 19,8 % de la surface totale, les boisements à bois durs (chênaies-frênaies-ormes et fourrés d'ormes) en couvrent 18,2 %.

Les gestionnaires de la RNVL, au travers de ses différents plans de gestion, ont défini des objectifs de conservation des ripisylves, privilégiant leur libre évolution. Afin de vérifier la naturalité des boisements alluviaux, une évaluation à long terme de leur état de conservation a été mise en place dès 2004.

Plusieurs protocoles ont alors été utilisés : dans un premier temps, le Protocole de suivi de la dynamique spontanée des forêts alluviales (PFA ; Dufour et Pont, 2006) en 2004, puis le Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières-module alluvial (PSDRF-MA ; RNF *et al.*, 2019) en 2017. En parallèle, la *Point-Centered Quarter Method* (PCQM ; RNF, 2013 ; Mikol, 2023) s'est intéressée aux forêts de bois tendre en 2017 et 2023. Pour l'interprétation des données, la RNVL s'appuie sur une méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers et éco-complexes alluviaux (RNF, 2013) qui met en avant l'utilisation du graphique « radar ».

Les différents protocoles

Le PFA et le PSDRF-MA

Dans un premier temps, le PFA a été mis en œuvre en 2004 sur 32 placettes (cycle 1) suivant un échantillonnage systématique par mailles. Il est basé sur un inventaire des arbres dans un rayon de 25 m et de la flore herbacée dans un rayon de 10 m. Les placettes sont permanentes.

En 2017, lors du cycle 2, il a été nécessaire de faire la transition du PFA vers le nouveau protocole PSDRF-MA, qui est une adaptation du PSDRF conçue pour

les réserves forestières (ONF *et al.*, 2022). Ce sont alors 93 placettes qui ont été installées suivant le même principe d'échantillonnage que le PFA (placettes permanentes). Les arbres sont inventoriés dans un rayon qui augmente avec leur diamètre (angle fixe). L'échantillonnage a été réalisé sans stratification préalable. Les forêts échantillonnées sont la peupleraie noire, la chênaie-frênaie-ormeaie et les fourrés d'ormes (uniquement en 2017).

Le faible échantillonnage du cycle 1 (32 placettes) amène de fortes erreurs relatives à l'échelle du type de forêt. L'analyse des données n'a donc été réalisée que pour le cycle 2 (2017) sur les peupleraies noires (39 placettes) et les chênaies-frênaies-ormeaies (49 placettes).

Le PCQM

Pour étudier la dynamique de renouvellement des saulaies blanches, le PCQM (appliqué en 2017 et 2023) est basé sur des transects perpendiculaires au fleuve, enchaînant des placettes circulaires contiguës de 25 m de rayon, au sein desquelles la densité des arbres est évaluée suivant une méthode de mesure de distances. D'un cycle à l'autre, les transects peuvent être positionnés à des endroits différents. À chacun des deux passages, 38 transects et 149 placettes ont été installés.

Quelques résultats et critiques

Le PSDRF-MA : évaluation de l'état de conservation en 2017

Les diagrammes de la figure F9.1 détaillent 11 facteurs élémentaires (notés entre 0 et 5 ; RNF, 2013 ; Mazuel, 2022), regroupés en 4 grandes catégories (composition, structure, fonctionnalité, altérations) cumulant un maximum de 55 points.

Ainsi, les peupleraies noires de la RNVL apparaissent en assez bon état de conservation (40/55). L'absence d'exploitation et de gestion permet d'obtenir une bonne structure (9/10). La fonctionnalité est évaluée comme bonne (12/15). L'érable négondo contribue à une diminution de la note pour l'altération (9/15), cette espèce représentant en effet 24 % de la surface terrière de la peupleraie noire. Enfin, la composition est correcte sans plus (10/15).

Les chênaies-frênaies-ormeaies ont un bon état (43/55), bien que les forêts soient assez récentes : 8/10 pour la structure (peu de très gros bois), 13/15 pour la fonctionnalité, 11/15 pour les altérations et 11/15 pour la composition (peu de lianes). Il est à noter l'absence d'ormes champêtres de gros diamètres à cause de la graphiose. Les peupliers noirs âgés sont toujours présents en plus des chênes pédonculés en pleine croissance, ce qui signale des boisements en transition. Les érables négondos sont moins bien implantés que dans les boisements de bois tendre.

Critiques et perspectives à noter pour le PSDRF-MA :

- prévoir à l'avenir une stratification préalable de l'échantillonnage pour mieux distinguer forêts à bois tendres et forêts à bois durs ;

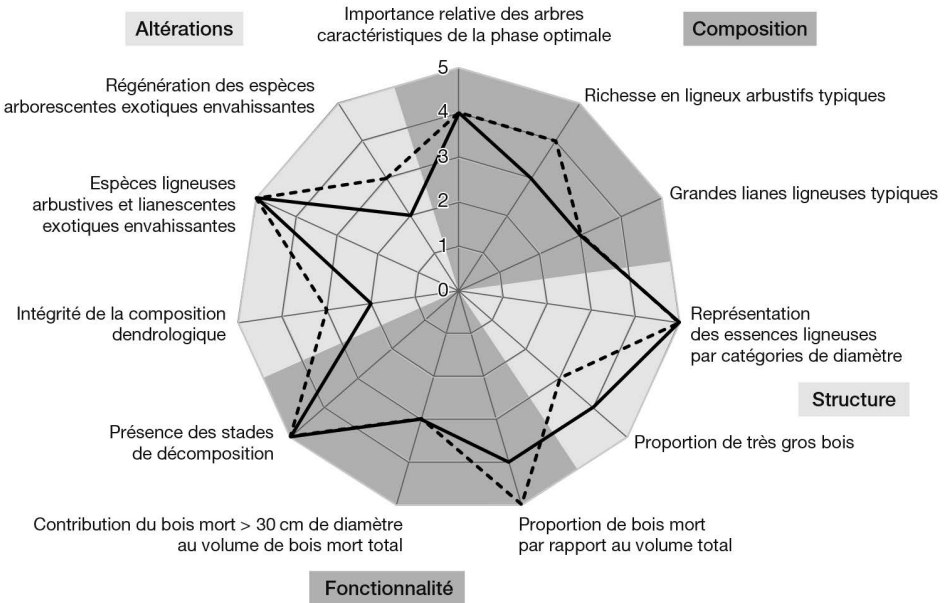


Figure F9.1. États de conservation de la peupleraie noire (trait plein) et de la chênaie-frênaie-ormaise (pointillés) de la RNVL en 2017 (source : Mazuel, 2022).

- une seule mesure de hauteur a été réalisée par placette, peut-être en faire plus ;
- la comparaison entre cycle 1 et cycle 2 est compliquée, car les protocoles ont changé ;
- certaines données collectées restent à valoriser et ne sont pas prises en compte dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation (dendromicrohabitats, état sanitaire) ;
- le PSDRF-MA est un outil très utile pour suivre l'évolution de la forêt à bois dur (assez stable), mais il semble moins pertinent pour suivre l'état de conservation des forêts à bois tendre (problèmes : placettes dont la permanence est aléatoire en raison de la morphogenèse du fleuve, boisements en transition).

Ainsi, le PCQM a été appliqué en complément du PSDRF-MA sur la RNVL pour évaluer les conséquences de la dynamique fluviale sur les forêts à bois tendre.

Le PCQM : évaluation de l'état de conservation en 2017 et 2023

Grâce aux relevés du PCQM (prenant en compte les grèves), nous estimons que la dynamique fluviale est favorable au maintien des boisements à bois tendre. Leur naturalité est cependant altérée par la présence d'espèces exogènes, notamment l'érable négondo, le solidage géant et les renouées asiatiques (pour plus de détail, consulter Mikol, 2023).

Critiques et perspectives à noter pour le PCQM :

- l'idéal serait de parvenir, à terme, à une standardisation suffisante du protocole pour permettre la comparaison des résultats obtenus entre les différents sites ;

– sur d’autres sites, on remarque que les PCQM mis en place diffèrent de celui appliqué sur la RNVL, entre autres par la non-prise en compte des grèves, le relevé uniquement des Salicacées et non des bois durs, les périodes de relevés (stades végétatifs différents) et le déplacement de l’emplacement prévu des placettes pour maximiser le relevé des semis.

Conclusion

Les prochains suivis des boisements alluviaux de la RNVL auront lieu probablement en 2027, lors du prochain plan de gestion. Il sera alors nécessaire de comparer les données obtenues avec celles des cycles précédents, mais également avec celles d’autres réserves naturelles. Il conviendra alors de dimensionner le temps nécessaire à la réalisation des relevés (sur la RNVL, 98 hommes/jour ont été utilisés pour le PSDRF-MA en 2017 ; 46 hommes/jour pour le PCQM en 2023). Par ailleurs, les changements de protocoles au cours des années passées sont un problème à éviter dans l’avenir. Leur harmonisation issue des retours d’expérience des différents gestionnaires d’espaces naturels est une nécessité qui demande du temps et de la réflexion.

Références bibliographiques

- Dufour S., Pont B., 2006. Protocole de suivi des forêts alluviales : l’expérience du réseau des réserves naturelles de France. *Revue forestière française*, LVIII (1), 45-60.
- Mazuel J., 2022. Plan de gestion 2017-2026. Action CS 3.0.1 : Évaluation décennale de l’état de conservation des boisements alluviaux à bois dur. Relevés et analyse 2018. Rapport de master, environnement et droit, université de Rennes-1, 54 p.
- Mikol F., 2023. Plan de gestion 2017-2026. Action CS 1.0.5 : Suivi de la dynamique de renouvellement des saulaies blanches. Relevés et analyse 2023. Rapport de master, biodiversité, écologie et évolution, MNHN, 32 p.
- ONF, RNF, AgroParisTech, 2022. Protocole. Notice pour la mise en place et la saisie des données du protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF), 27 p.
- RNF, 2013. Évaluation de l’état de conservation des habitats forestiers et éco-complexes alluviaux. *Cahier RNF*, 2, 68 p.
- RNF, ONF, Conservatoire des sites alsaciens, RNN de la Petite Camargue alsacienne, 2019. Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières. Module alluvial. Notice pour la mise en place et la saisie des données. Version 2, 23 p.

L'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves

Mélanie Dajoux, Pierre Gonin

En 2020, la Fédération des associations de protection de la nature et de l'environnement d'Auvergne-Rhône-Alpes³² a créé l'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves (IBCR; FNE AuRA³³), un outil pour les gestionnaires de milieux naturels aquatiques et/ou forestiers riverains. L'IBCR est le fruit d'une collaboration entre l'INRAE et le CNPF.

Création d'un outil d'évaluation de la biodiversité et de la connectivité des ripisylves

Les berges sont un élément capital du cours d'eau et de son espace de bon fonctionnement. Connectées aux environnements à la fois aquatique et terrestre, les ripisylves accueillent une biodiversité riche et particulière. Au même titre que la qualité de l'eau, la quantité de la ressource ou la problématique inondation, la biodiversité des berges doit être intégrée dans la gestion, la protection et la restauration des cours d'eau et de leurs abords. Or il n'y avait pas d'indicateur bien adapté à l'évaluation de l'état écologique des ripisylves et de leur connectivité.

L'IBCR (Dajoux, 2020) est un outil simple, utilisable à toute période de l'année et sur une grande partie du territoire national (figure F10.1). Cet indicateur permet d'évaluer la biodiversité potentielle du milieu sans être naturaliste. En effet, il relève le potentiel d'accueil de la ripisylve pour la biodiversité et évalue sa connectivité aux niveaux longitudinal, transversal et paysager. Fortement inspiré de l'indice de biodiversité potentielle (IBP; Larrieu et Gonin, 2008; Larrieu *et al.*, 2012), bien connu des forestiers, il est adapté aux particularités des cordons rivulaires, souvent étroits, et intègre une dimension paysagère, contrairement à l'IBP.

Caractéristiques de l'IBCR

L'IBCR analyse quatre catégories de facteurs potentiellement très structurantes pour la biodiversité. Le relevé porte sur quinze facteurs clés :

– sept facteurs sont liés au peuplement et à la gestion, incluant six facteurs issus et adaptés de l'IBP : présence de ligneux autochtones caractéristiques des ripisylves

³² <https://www.fne-aura.org/>

³³ Ripisylves, biodiversité et connectivité. <https://www.fne-aura.org/ripisylves/>



Figure F10.1. Relevé IBCR
au bord de la Cerdagne
(Puy-de-Dôme)
(© Christophe Gilles).

(facteur A), en distinguant les essences à bois tendre et à bois dur, structure verticale (B), nombre de pièces de bois mort au sol (C) et sur pied (D), de très gros bois vivants (E), d'arbres porteurs de dendromicrohabitats (F) et d'abris racinaires aquatiques (G) ;

- trois facteurs sont liés au contexte, issus et adaptés de l'IBP : continuité temporelle de l'état boisé (H), présence de milieux aquatiques complémentaires (I) et de milieux minéraux et annexes (J) ;

- deux facteurs sont liés aux perturbations/pressions sur la ripisylve, propres à l'IBCR : présence d'arbres exotiques et d'espèces invasives (K) et état de dégradation et de perturbation anthropique (L) ;

- trois facteurs sont liés à la connectivité de la ripisylve, propres à l'IBCR : connectivité longitudinale (le long du cours d'eau) (M), transversale (liens avec le lit majeur) (N) et paysagère (O).

L'utilisateur de l'IBCR attribue un score entre 0 et 5 à chacun des facteurs en fonction de seuils prédéfinis, ce qui permet de calculer un score total pour le relevé. Ce score, ramené en pourcentage du score maximum, varie entre 0 % pour les ripisylves très dégradées, et 100 % pour les ripisylves de très bonne qualité et très bien connectées aux différents compartiments de l'hydrosystème.

Le domaine d'application de l'IBCR correspond aux berges directement en contact avec le cours d'eau et souvent de faible largeur (quelques mètres à une dizaine de mètres). Au-delà de ce linéaire boisé, par exemple dans les vastes ensembles de forêts alluviales, l'IBP est le seul indice adapté. L'IBP s'utilise à l'échelle d'un peuplement forestier homogène, tandis que l'IBCR s'utilise sur des linéaires étroits, chaque relevé portant sur un tronçon de 500 m de long, quelle que soit l'hétérogénéité du boisement. L'IBCR est donc l'outil privilégié des gestionnaires de milieux aquatiques qui doivent intervenir sur les bords de cours d'eau, parfois sur des linéaires importants. L'IBP est plus destiné aux gestionnaires des boisements alluviaux. Ces deux indices sont donc complémentaires.

Utilisations par les acteurs de l'eau et de la forêt

L'IBCR est un outil approprié pour :

- établir un plan de gestion des ripisylves. Les résultats donnent des pistes opérationnelles sur les linéaires à conserver en l'état, ceux où se dégagent des problèmes ponctuels et enfin ceux à restaurer (voir l'étude réalisée par la LPO Drôme sur 160 km de ripisylves de l'Isère, sur le domaine concédé d'EDF) ;
- contribuer aux études de bon fonctionnement des cours d'eau pour orienter les choix de gestion (voir l'étude sur la Valserine du Syndicat de la rivière d'Ain aval et de ses affluents, SR3A) ;
- déterminer les enjeux de gestion des milieux aquatiques d'un bassin versant (voir l'étude du Syndicat interdépartemental mixte pour l'aménagement de la Coise, Loire) ;
- participer à l'élaboration des programmes régionaux de la forêt et du bois (voir PRFB AuRA 2019-2029) ;
- évaluer les mesures compensatoires de parcelles forestières en bordure du cours d'eau (voir l'étude de l'ONF Haute-Savoie à Saint-Ruph).

Perspectives d'amélioration et limites

Afin de s'adapter aux besoins des utilisateurs, une application ergonomique sur tablette et smartphone a vu le jour en 2024 (FNE AuRA, voir note 33). Elle affiche la cartographie du relevé, superposée avec d'autres fonds de carte (topographique, satellite, état-major, etc.). L'intégration du GPS permet de délimiter facilement la zone de relevé et de géolocaliser des éléments précis ou remarquables. Il est prévu que la cartographie des relevés IBCR soit accessible à tous, avec centralisation des résultats dans une base de données permettant d'obtenir une vision plus globale.

L'IBCR est un outil efficace pour intégrer les enjeux de biodiversité dans la gestion courante, la préservation et la protection des milieux aquatiques (Dajoux *et al.*, 2020). Il donne un diagnostic au gestionnaire pour prioriser les actions à réaliser et redonne toute son importance aux arbres sénescents et au bois mort en ripisylves (voir fiche 8). L'ergonomie de l'outil et de l'application est reconnue par les utilisateurs. À l'instar de l'IBP, le caractère évolutif de l'indice est un plus : il est d'ailleurs envisagé d'intégrer l'ensemble des espèces exotiques envahissantes (EEE) des 6 bassins hydrographiques français alors que, pour l'instant, seules les EEE du bassin Rhône-Méditerranée sont à relever.

Les limites de l'outil résident dans le biais observateur qu'il comporte, le relevé n'étant pas une mesure précise de biodiversité, mais c'est ce qui fait aussi sa simplicité d'utilisation. La réalisation des relevés peut également sembler chronophage sur un linéaire important : 30 à 60 minutes pour réaliser un relevé de 500 m sur une rive, ce qui peut entraîner la réalisation de centaines de relevés à l'échelle d'un bassin versant. Enfin, l'IBCR comme l'IBP sont des outils évaluant la biodiversité de façon globale et indirecte, ils ne sont pas des inventaires taxonomiques, qui seuls peuvent rendre compte de la biodiversité réelle, mais de façon beaucoup plus coûteuse.

Références bibliographiques

- Dajoux M. (coord.), 2020. Notice d'utilisation. Fiche de relevé Ripisylves. FNE AuRA, Lyon, 41 p. <https://www.fne-aura.org/uploads/2024/02/notice-de-fiche-releve-ripisylve-2024.pdf>
- Dajoux M., Gilles C., Ruffion J., 2020. *Guide de préservation des ripisylves*, FNE AuRA, Lyon, 64 p. <https://www.fne-aura.org/uploads/2020/10/guide-de-preservation-des-ripisylves-2020.pdf>
- Larrieu L., Gonin P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 60 (6), 727-748. <https://doi.org/10.4267/2042/28373>
- Larrieu L., Gonin P., Deconchat M., 2012. Le domaine d'application de l'indice de biodiversité potentielle (IBP). *Revue forestière française*, 64 (5), 701-710. <https://doi.org/10.4267/2042/50657>

RipaScan, un outil pour l'évaluation des fonctions écologiques riveraines

Cybill Staentzel

Les systèmes riverains, situés à l'intersection des écosystèmes terrestres et aquatiques, jouent un rôle essentiel dans la protection de la qualité de l'eau, l'augmentation de la biomasse et la fourniture d'habitats diversifiés. Ils sont toutefois soumis à de nombreuses pressions anthropiques, remettant en question la réalisation optimale des fonctions écologiques qui leur sont associées. Le développement de RipaScan répond à une demande croissante d'évaluer la capacité des forêts riveraines à remplir des fonctions écologiques clés, mais aussi de renforcer leur prise en compte dans l'élaboration des politiques publiques. Il prend la forme d'une application web intuitive qui réalise les calculs de manière automatisée à partir de données issues d'une collecte de terrain (Staentzel, 2024).

Comment fonctionne RipaScan ?

RipaScan a besoin de plusieurs informations pour fonctionner :

- la composition des forêts riveraines de cours d'eau : caractérisation des ensembles homogènes de végétation sur une zone tampon d'au moins 15 m de part et d'autre du cours d'eau. *Donnée requise par l'outil* : cartographie des strates de végétation (niveau 1) ou des groupes végétaux selon une typologie prédéfinie (niveau 2) ;
- des indicateurs de configuration, incluant des paramètres qualitatifs à estimer sur le terrain (score) tels que la largeur et les continuités ; certains de ces facteurs sont extraits de l'indice de biodiversité et de connectivité des ripisylves (IBCR, voir fiche 10), mais également des paramètres quantitatifs extraits de la cartographie *via* des calculs automatisés sur QGIS (ex. : stratification). *Donnée requise par l'outil* : tableur répertoriant les indicateurs estimés sur le terrain et moyennés pour les deux rives, ainsi que des informations complémentaires telles que la longueur du cours d'eau étudié.

RipaScan s'appuie sur un protocole de terrain facilité grâce à l'utilisation de l'application QField, qui guide la saisie des données. Le travail de collecte est plus efficace à deux, avec une durée estimée de 60 à 90 min/tronçon. Une fois les données intégrées à RipaScan, l'outil informatique prend le relais et transforme la donnée selon un cheminement mathématique basé sur une matrice de capacité (Campagne, 2018). Concrètement, chaque type ou groupe végétal est associé à un score de 0 à 5, reflétant sa capacité à soutenir une fonction écologique donnée. Ces scores ont été établis à partir de contributions d'experts et

d’une analyse systématique de la littérature scientifique et technique. L’analyse a également mis en lumière le rôle des indicateurs de configuration dans le soutien de certaines fonctions écologiques (voir chapitre 2). Par exemple, la séquestration et le stockage de carbone dépendent fortement de la largeur de la ripisylve, en plus de la composition végétale. La matrice des scores initiaux a ainsi été ajustée ou pondérée en fonction de l’influence des descripteurs de configuration pour chaque fonction (figure F11.1).

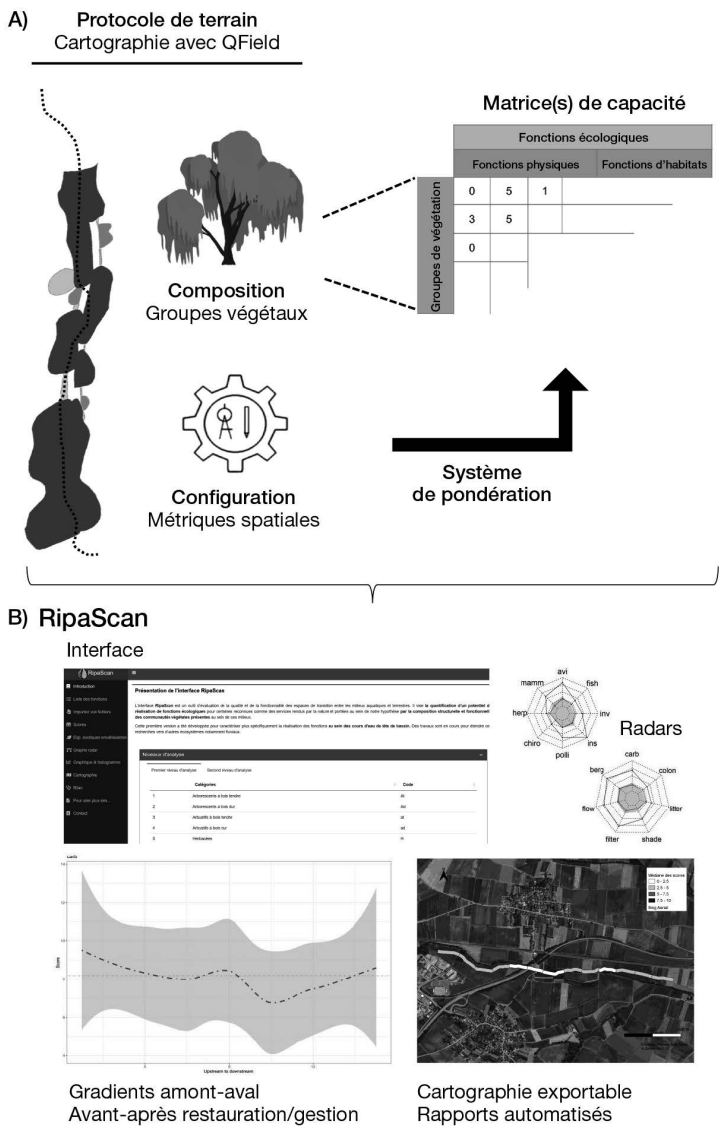


Figure F11.1. RipaScan. A) Protocole de terrain. B) Interface et restitutions graphiques (Staentzel, 2024).

L'outil révèle une note sur 10 pour chaque fonction. Il en ressort des graphiques par fonction, des sorties cartographiques, métriques, et des rapports automatisés. Cette note permet également de calculer plusieurs autres métriques, comme celle de la multifonctionnalité. À l'instar de ce qui est proposé dans les initiatives d'évaluation de la qualité des milieux (Directive-cadre sur l'eau), un système de référence permet, en fonction de l'hydroécocorégion, de positionner son résultat dans un cadre comparatif. Une dernière avancée permet à l'utilisateur de demander un rapport automatisé, dans lequel sont proposées des pistes d'action en fonction des résultats.

Utilisations de l'outil

À ce jour, l'outil a été testé sur des cours d'eau de taille petite à moyenne et a été appliqué dans plusieurs cas d'étude :

- diagnostic d'état, gestion des milieux ripariens (Parc naturel régional des Vosges du Nord) ;
- plan de gestion des ripisylves, restauration (Syndicat mixte du bassin Bruche Mossig) ;
- identification des zones refuges (programme RiverDiv, Interreg transfrontalier) ;
- mesure de l'impact des espèces exotiques envahissantes (plusieurs cas d'étude, notamment sur des rivières périurbaines).

L'outil a mis en évidence des contrastes significatifs entre les stations, identifiant des zones présentant des défis spécifiques et une importance écologique. Il fournit aussi un outil d'aide à la décision dans la priorisation des stratégies de gestion. Les limites de l'outil sont le biais observateur (intérêt du binôme) ou le temps (variable selon l'expérience de l'observateur ou le tronçon à diagnostiquer).

Et la suite ?

Une communauté de gestionnaires bêta-testeurs est en cours de constitution pour mener des tests sur l'ensemble du territoire national en 2025-2026. L'outil sera ainsi perfectionné dans le cadre d'une démarche itérative et de coconstruction avec les acteurs de territoire. Des mises à jour régulières seront prévues, notamment pour adapter les pratiques de gestion en fonction des scores obtenus. Les données collectées sur le terrain constitueront une base précieuse pour aborder les enjeux à grande échelle, avec l'objectif de rendre ces informations visibles et exploitables. Les synergies entre RipaScan et d'autres outils, comme l'IBCR, renforcent la capacité à produire des connaissances sur ces milieux souvent négligés dans les décisions politiques. Bien qu'il s'agisse de la première version de RipaScan, la plateforme offre d'ores et déjà une interface bien aboutie – simple et fonctionnelle – avec un fil rouge de la collecte des données sur le terrain jusqu'à la production de graphiques clés.

De nombreuses perspectives d'évolution s'ouvrent pour RipaScan, telles que :

- fournir un jeu de données de référence par hydroécocorégion, couvrant l'ensemble du territoire national ;

- orienter les pratiques de gestion et de restauration des milieux ripariens, en apportant des recommandations adaptées ;
 - développer des utilisations dérivées, notamment basées sur l'imagerie satellitaire (*remote sensing, drone imaging*) ; s'appuyant sur une typologie plus fine, au taxon ; guidant la mise en œuvre de plans de revégétalisation et de rafraîchissement (PVR).
- In fine*, il serait envisagé d'élargir l'outil afin de proposer une harmonisation des principes d'évaluation pour le suivi de la qualité des milieux alluviaux, en intégrant toutes les dimensions décrites par Ward (1989), depuis les forêts riveraines jusqu'au lit actif.

Remerciements : les réflexions autour de RipaScan ont été favorisées par un environnement de travail favorable, soutenues par des institutions (ENGEES & UMR CNRS 7362 LIVE) et enrichies par les travaux de plusieurs étudiants en stage : S. Cheruy, B. Gonod, L. Trutin., D. Heintz et L. Dubeau.

Références bibliographiques

- Campagne C.S., 2018. Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité : analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale. Thèse de doctorat, spécialité écologie, université d'Aix-Marseille, 365 p.
- Staentzel C., 2024. RipaScan, une application web basée sur R Shiny pour l'évaluation des fonctions écologiques riveraines. <https://live.unistra.fr/live/annuaire/staentzel-cybill>
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1), 2-8. <https://doi.org/10.2307/1467397>

Nouveaux outils d'aide à la gestion de la ripisylve de la Loire moyenne

Stéphane Braud

Un fleuve en évolution

En franchissant la Loire, votre regard s'est probablement porté sur les saules et les peupliers noirs qui donnent au paysage ligérien son caractère si naturel (certains diront « sauvage »). Même si la Loire est moins artificialisée que d'autres grands fleuves européens, sa dynamique fluviale n'en reste pas moins contrainte par différents aménagements (ex. : digues, barrages, protections de berge) et a été fortement impactée par l'exploitation massive de ses alluvions au cours de la seconde moitié du ^{xx}^e siècle. Ces extractions, réalisées dans le lit mineur de la Loire, ont accéléré le processus d'incision du chenal principal, ce qui a provoqué une exondation plus fréquente des bancs alluviaux et des chenaux secondaires (voir chapitre 5). Cette évolution, associée aux changements des modalités de gestion des berges ligériennes (ex. : déclin de l'activité agropastorale en bord de Loire, arrêt de l'entretien du lit pour la navigation), a permis à la ripisylve de se développer dans le lit du fleuve (Grivel, 2008).

Des enjeux de gestion

Aujourd'hui, les principaux objectifs liés à la gestion de la ripisylve de la Loire moyenne sont :

- la préservation de la biodiversité ligérienne, liée en particulier à la présence d'habitats spécifiques reconnus d'intérêt européen ;
- la réduction des conséquences négatives des inondations sur les enjeux socio-économiques ;
- la préservation des paysages ligériens, en particulier sur le tronçon allant de Sully-sur-Loire à Chalonnes, puisqu'il a été inscrit sur la Liste du patrimoine mondial de l'Unesco (voir fiche 6).

Le principal défi que doivent relever les directions départementales des territoires (DDT), principaux gestionnaires du domaine public fluvial sur la Loire moyenne, est de réussir à concilier des modes de gestion antinomiques qui répondraient à chacun de ces objectifs : par exemple, le maintien de la forêt alluviale en libre évolution peut s'opposer à la volonté de créer des fenêtres paysagères pour conserver des vues emblématiques.

L'article L. 215-14 du Code de l'environnement semble pourtant poser le cadre réglementaire de la gestion de la ripisylve des cours d'eau, puisqu'il précise que

le gestionnaire doit « permettre l'écoulement naturel des eaux et [...] contribuer à son bon état écologique [...], notamment par enlèvement des embâcles, débris et atterrissements, flottants ou non, par élagage ou recépage de la végétation des rives ». Cependant, les dispositions de cet article donnent toujours lieu à des interprétations divergentes selon que le gestionnaire est plus ou moins interventionniste (voir chapitre 15).

Ainsi, la gestion du fleuve a évolué au gré du temps, mais, à partir de 2018, les DDT ont souhaité mieux prendre en compte les enjeux écologiques ligériens. Afin d'atteindre cet objectif, les gestionnaires ont fait le choix de s'appuyer sur deux outils d'aide à la décision.

Un outil d'aide à la préservation de la biodiversité ligérienne

En 1995, dans le cadre du premier Plan Loire, un outil de suivi de l'évolution de la Loire (Système d'information des évolutions du lit de la Loire, SIEL) (Le Blanc *et al.*, 2024) a été mis en place pour permettre aux gestionnaires de disposer d'une vision globale de l'évolution du fleuve. Cet outil comprend plusieurs produits dont des cartes d'habitats de la Loire, actualisées tous les dix ans par photo-interprétation et à partir de la prospection des sites par des botanistes.

Pour rendre cette carte d'habitats plus opérationnelle pour les gestionnaires, un groupe de spécialistes de la faune et de la flore ligérienne a élaboré une grille de conversion de ces habitats en enjeux écologiques à partir des listes rouges et de la littérature naturaliste. Cette approche a été préférée à une priorisation sur le simple statut de protection, afin de mieux rendre compte de l'état (rareté et évolution) des populations d'espèces dans le secteur géographique étudié. Cette grille a ainsi permis d'associer à chacun des polygones figurant sur les cartes d'habitats du SIEL un niveau d'enjeu argumenté (Fresneau, 2019 ; Braud, 2024 ; figure F12.1).

Les principales modalités de gestion qui ont découlé de cette démarche sont :

- la non-intervention au sein d'anciennes forêts alluviales, souvent riches en dendromicrohabitats (voir fiche 8) et bois morts (libre évolution) ;
- dans quelques cas, la restauration du fonctionnement naturel du fleuve (retraits d'aménagements pour réactiver la dynamique fluviale et créer des conditions favorables à la restauration naturelle de milieux patrimoniaux) ;
- la réouverture mécanique et l'entretien par un pâturage extensif d'anciennes prairies ou pelouses patrimoniales (habitats à fort enjeu écologique) qui s'étaient fermées (colonisation par des ligneux) et avaient évolué vers un habitat d'enjeu plus faible, etc.

Un outil pour réduire les conséquences négatives des inondations

Les modélisations hydrauliques des crues de la Loire ont montré que le fort développement de la forêt alluviale dans le lit moyen du fleuve pouvait générer des rehaussements locaux des niveaux d'eau. Cependant, ces crues sont nécessaires

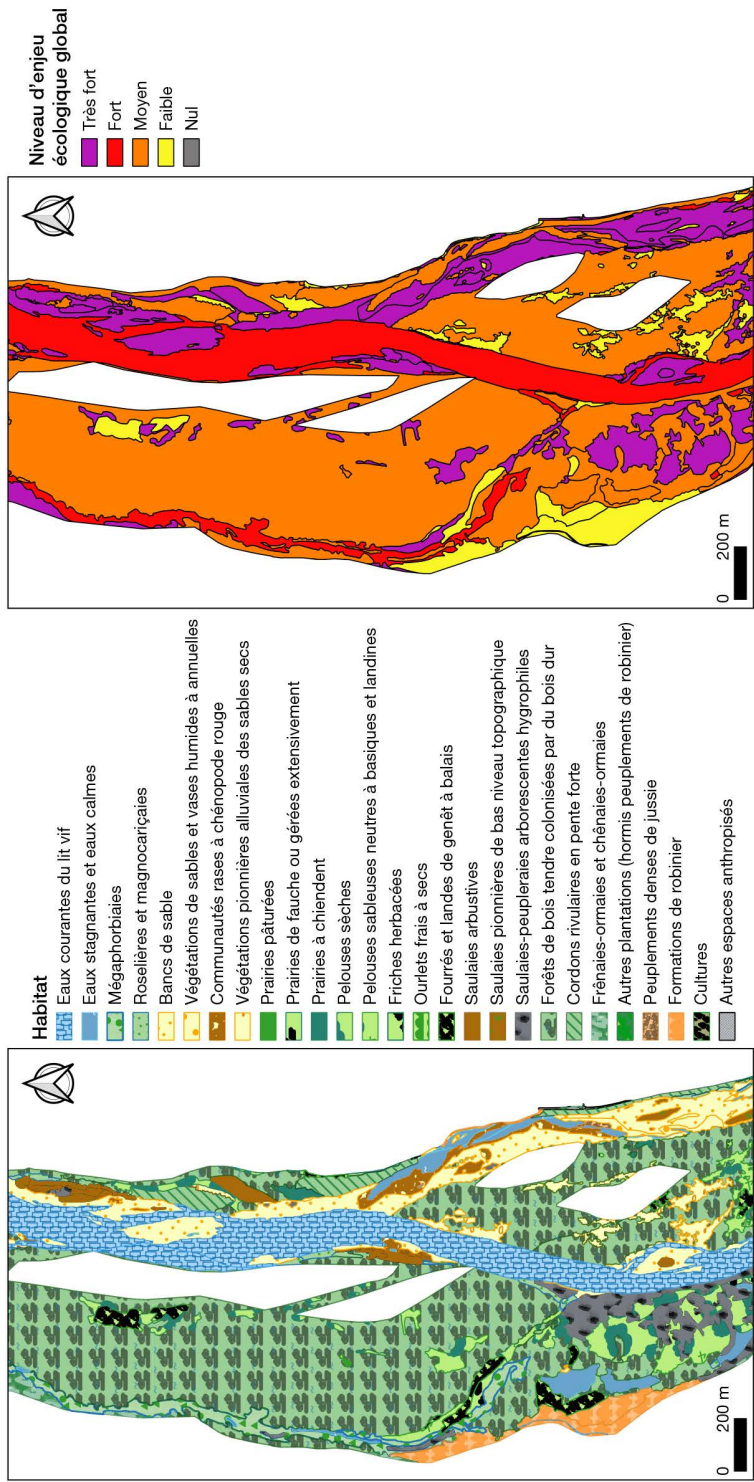


Figure F12.1. Conversion de la carte d'habitats du SIEL en carte d'enjeux écologiques, communes de Cuffy (Cher) et Marzy (Nièvre) (© Stéphane Braud).

au bon fonctionnement de nombreux habitats naturels ligériens, et cette sur-inondation de la plaine alluviale ne menace pas toujours des enjeux socio-économiques forts ; elle peut même avoir un effet bénéfique pour les enjeux situés plus en aval, en ralentissant la propagation de l'onde de crue. Cette complexité invite donc à ne pas mettre en place, comme par le passé, des actions systématiques et à évaluer les gains attendus avant de programmer une intervention.

La comparaison des bandes actives (voir chapitre 5) de la Loire a permis d'identifier les tronçons sur lesquels la forêt alluviale s'était fortement développée ces trente dernières années. L'impact sur le niveau d'eau en crue a ensuite été évalué à partir d'un modèle hydraulique. Enfin, ces résultats ont été injectés dans un modèle de calcul de l'aléa de rupture des digues (Braud *et al.*, 2021).

L'étude d'une opération de contrôle du développement de la forêt alluviale n'est envisagée que lorsque le résultat des modélisations d'un site fait apparaître une forte augmentation de la probabilité de rupture du système d'endiguement et la sur-inondation d'un nombre important d'habitations. Cette approche a ainsi permis de réduire le nombre d'interventions en se limitant aux opérations les plus efficaces.

Discussion

Les actualités récentes nous montrent que notre société n'accepte plus aucun risque et que la responsabilité des gestionnaires de cours d'eau est souvent recherchée en cas d'inondation d'habitations riveraines. Ainsi, le gestionnaire doit pouvoir justifier chacune de ses actions et expliquer pourquoi il n'est pas intervenu sur certains sites. La stratégie mise en œuvre sur la Loire a abouti à une gestion différenciée de la ripisylve selon les secteurs, avec des tronçons où la forêt alluviale est en libre évolution et d'autres tronçons où les interventions de gestion sont récurrentes.

Les cartes d'habitats du SIEL ont également permis de mesurer l'impact de cette gestion à l'échelle d'un tronçon hydromorphologique (Leblanc *et al.*, 2024). Les premières analyses menées sur la Loire moyenne ont montré que la gestion actuelle ne conduisait pas à une baisse des surfaces totales occupées par la forêt alluviale. Par contre, une analyse plus fine des résultats a permis de percevoir la pression de gestion qui est exercée principalement sur les stades les plus précoces des Salicacées, ce qui pourrait conduire à déséquilibrer la représentation des différents stades des successions forestières (voir chapitre 6). Des réflexions sont en cours afin d'identifier des modalités d'intervention qui permettraient de conserver un renouvellement suffisant des Salicacées (Chevalier *et al.*, 2019).

Les deux outils présentés dans cette fiche sont bien sûr perfectibles : par exemple, certaines espèces n'ont pas pu être intégrées dans l'évaluation de l'enjeu écologique des habitats, souvent en raison du manque d'inventaire et de connaissance. La grille de conversion des habitats en enjeux écologiques mériterait donc d'évoluer au fur et à mesure de la progression des connaissances.

Enfin, cette récente évolution des principes de gestion s'appuie sur un partage continu des retours d'expérience des DDT du bassin, ce qui va permettre d'améliorer les pratiques, tout en tenant compte des spécificités départementales.

Références bibliographiques

- Braud S., 2024. Plan de gestion du lit de la Loire, département de l'Indre-et-Loire. Volet écologique, phase 1. DREAL Centre-Val de Loire, Orléans, 23 p.
- Braud S., Patouillard S., Bouvard G., 2021. Gestion durable de la forêt alluviale ligérienne pour limiter l'aléa de rupture de digue. *La Houille blanche*, 107 (1), 1913008, 9 p. <https://doi.org/10.1080/00186368.2021.1913008>
- Chevalier R., Rodrigues S., Greulich S, Dupré R., Hemeray D. *et al.*, 2019. Réponses aux questions des gestionnaires du DPF Loire adressées aux participants des projets BioMareau I et II (2012-2019). Irstea, Nogent-sur-Vernisson, 27 p.
- Fresneau V., 2019. *Gestion intégrée du lit de la Loire*, DDT d'Indre-et-Loire. Diagnostic écologique de la Loire tourangelle, Biotope, Orléans, 96 p.
- Grivel S., 2008. La Loire des îles, du bec d'Allier à Gien : rythmes d'évolution et enjeux de gestion. Thèse, université Paris-8 Vincennes-Saint-Denis, 518 p.
- Leblanc E., Dionis du Séjour A., Braud S., 2024. Système d'information de l'évolution du lit de la Loire (SIEL). Bilan à 25 ans. DREAL Centre-Val de Loire, Orléans, 51 p.

Partie VI

**Retours d'expérience
des stratégies et des mesures
de gestion**

Stratégie d'adaptation de la forêt alluviale au changement climatique : Natur'Adapt dans le Val de Sully

François Hergott, Richard Chevalier, Serge Gressette

En 2021, le Conservatoire d'espaces naturels du Centre-Val de Loire (CEN) a été retenu pour participer au programme LIFE Natur'Adapt³⁴ au côté de 14 autres opérateurs. Ce programme européen, porté en France par Réserves naturelles de France depuis 2019, a pour objectif de tester une méthodologie de prise en compte du changement climatique dans la gestion d'un échantillon de sites naturels représentatifs à l'échelle nationale. C'est dans ce cadre que le Val de Sully (558 ha) a été choisi en tant que milieu alluvial de plaine. Composé de 10 sites gérés par le CEN entre Gien et Châteauneuf-sur-Loire (Loiret), cet ensemble alluvial possède tous les grands types de milieux connus en Loire moyenne, dont les boisements alluviaux. Il concentre une faune et une flore remarquables avec près de 121 espèces menacées en région Centre-Val de Loire (liste rouge). Ce territoire bénéficie de 8 plans de gestion qui ont servi de base à l'analyse des vulnérabilités de la biodiversité du Val de Sully face aux changements climatiques.

Caractérisés par des sols sableux, ces sites sont particulièrement exposés aux effets du changement climatique, qui s'est amplifié ces dix dernières années : sécheresses, canicules, diminution de la ressource en eau, durée d'étiage de la Loire exceptionnelle, etc. Le réchauffement climatique est en œuvre depuis plusieurs décennies, avec une augmentation des températures moyennes de +1,6°C dans le Loiret depuis 1959. Le nombre de journées chaudes (>25°C) est également en nette augmentation (+22 jours depuis 1959), et on constate une accentuation forte du stress hydrique sur la végétation en été et en automne. Ces facteurs climatiques vont avoir une influence importante sur la gestion de l'eau de la Loire par les barrages. Ainsi, le soutien d'étiage minimum (60 m³ actuellement à Gien, pour refroidir les réacteurs nucléaires) sera réduit à 40 m³ faute de ressource en eau dans les barrages. Dès lors, des étiages estivaux beaucoup plus longs deviendront la norme.

³⁴ Natur'Adapt. Adapter la protection de la nature aux défis du changement climatique en Europe. <https://naturadapt.com/>

Description de la méthode

Afin d'analyser l'effet de ces phénomènes hydroclimatiques sur la biodiversité du Val de Sully, nous avons choisi, en suivant une approche prospective (Hergott, 2022a), de tenter d'évaluer l'évolution potentielle de la fonctionnalité des habitats naturels plutôt que les espèces. Elle a permis d'estimer l'évolution des 7 habitats à enjeux écologiques identifiés dans les plans de gestion : boisements alluviaux, prairies humides de fauche, végétation herbacée humide, mares alluviales, végétation herbacée des vases humides, prairies mésophiles et pelouses sableuses.

La première phase de ce travail a consisté à lister et analyser les facteurs connus influençant le bon état de conservation des habitats. Un système de notation de chaque facteur a permis ensuite d'estimer l'impact potentiel du changement climatique sur chacun d'entre eux.

Cette analyse montre que le changement climatique devrait aggraver la dégradation des habitats déjà fragilisés par le dysfonctionnement de la Loire. Dans ce contexte, les milieux humides et les boisements alluviaux sont les plus menacés.

Impact du réchauffement climatique sur les boisements alluviaux

Dans le Val de Sully, les boisements alluviaux (figure F13.1) représentent une surface de 350 ha, soit 62 % de la surface qui y est gérée par le CEN. Ils sont principalement constitués de saulaies, de saulaies-peupleraies et, dans une moindre mesure, de chênaies-ormes-frênaies et de chênaies pédonculées ligériennes.

L'incision du lit a provoqué un important abaissement du niveau de la Loire (jusqu'à 150 cm en moins de 100 ans dans le secteur). Cela fragilise considérablement les boisements alluviaux situés sur le haut des berges (figure F13.2), dont le système racinaire se retrouve déconnecté de la nappe alluviale. La durée de l'étiage, d'environ 2,5 mois il y a encore 10 ans, peut durer aujourd'hui plus de 6 mois certaines années.



Figure F13.1. Rio des Mahyses (Loiret) et forêt alluviale (© François Hergott).



Figure F13.2. Forêt alluviale située sur les frans-bords, déconnectée lors des étiages, à Guilly (Loiret) (© François Hergott).

Ces facteurs, aggravés par la texture sableuse des sols, entraînent un dépérissement forestier qui finit par affecter un grand nombre d'arbres, bouscule la succession forestière et peut remettre en cause son caractère alluvial (au sens fonctionnel). Dans le Val de Sully, l'essence la plus sensible, située sur les terrasses alluviales, est le chêne pédonculé, dont le dépérissement est marqué. Par ailleurs, certaines espèces invasives peuvent être dans certains cas favorisées, comme l'érable négondo ou le robinier faux-acacia.

Ces conditions font évoluer progressivement la forêt alluviale déconnectée de la nappe alluviale vers une forêt collinéenne sèche.

Quel avenir pour la forêt alluviale dans le Val de Sully ?

Les jeunes saulaies-peupleraies situées en pied de berge ou sur des bancs de sable, au sein du lit actif, sont peu touchées par l'abaissement de la nappe, alors que les forêts à bois dur situées en haut des berges, notamment les plus anciennes, sont fortement impactées. Une solution d'adaptation consisterait à exploiter les mécanismes naturels de successions forestières (Hergott, 2022b ; voir chapitre 6). Il s'agirait alors de préserver les forêts pionnières des bancs de sable afin qu'elles évoluent vers une forêt à bois dur, en veillant à ce que les arbres invasifs ne s'immiscent pas dans la succession. L'incision du lit étant aujourd'hui ralentie, voire stoppée, cela permettrait une évolution vers un boisement à bois dur bien connecté à la nappe.

Cette stratégie d'adaptation se heurte aux objectifs de l'État de faciliter l'écoulement de l'eau afin de protéger les populations riveraines lors des fortes crues. La suppression d'une partie des boisements pionniers (saulaie-peupleraie) sur les bancs de sable, là où les conditions de leur développement sont les plus adaptées, est alors réalisée pour limiter les risques (voir fiche 12).

La suppression de boisements déperissants situés en haut de berge, accompagnée d'un abaissement du niveau du sol ou de son érosion, permettrait de maintenir la bande active (capacité d'écoulement), tout en conservant les boisements pionniers situés dans le lit actif. Le sable mis en suspension pourrait alors s'y déposer, formant des bancs sableux, support à de nouvelles colonisations forestières dans des conditions favorables.

En conclusion

L'adaptation de la forêt aux changements globaux consisterait à laisser faire la nature, en réservant de l'espace pour la colonisation et l'évolution forestière aux endroits où l'accès continu à la nappe sera garanti dans les années à venir, ce qui suppose d'abandonner une vision statique de l'évolution des boisements. Il s'agit alors pour le CEN de gagner du terrain dans le lit mineur, en concertation étroite avec les services de l'État.

Références bibliographiques

Hergott F., 2022a. Diagnostic de vulnérabilité, démarche d'adaptation au changement climatique des sites du Val de Sully (Loiret). LIFE Natur'Adapt, Conservatoire d'espaces naturels Centre-Val de Loire, Orléans, 96 p. + annexes.

Hergott F., 2022b. Plan d'adaptation au changement climatique des sites du Val de Sully (Loiret). LIFE Natur'Adapt, Conservatoire d'espaces naturels Centre-Val de Loire, Orléans, 47 p.

Intégration des ripisylves dans les Programmes d'actions sur les rivières en Wallonie

Adrien Michez, Hugues Claessens, Albéric De Coster, Olivier Desteucq

L'évolution du cadre législatif wallon sur les cours d'eau en 2018 a conduit à la mise en place des Programmes d'actions sur les rivières par une approche intégrée et sectorisée (Paris). Ces programmes structurent la gestion des cours d'eau en intégrant simultanément les enjeux hydrauliques, écologiques, économiques et socioculturels à l'échelle de secteurs homogènes (Georges *et al.*, 2020). Les ripisylves, essentielles à la multifonctionnalité des cours d'eau, trouvent dans cette approche un cadre permettant leur préservation et leur restauration dans une logique territoriale cohérente.

Description de l'outil

Les Paris s'inscrivent dans une démarche cohérente et complémentaire aux Plans de gestion par district hydrographique (PGDH) et aux Plans de gestion des risques d'inondation (PGRI), répondant ainsi aux exigences européennes. Tandis que les PGDH se concentrent sur l'atteinte du bon état écologique des eaux et que les PGRI visent à réduire les impacts des inondations, les Paris apportent une dimension locale et opérationnelle en traduisant ces grands objectifs en actions concrètes à l'échelle des secteurs de gestion. Cette sectorisation du réseau hydrographique permet de hiérarchiser les enjeux, d'établir des objectifs spécifiques et de planifier des interventions adaptées, incluant la gestion des ripisylves comme un des leviers pour atteindre les objectifs globaux (figure F14.1). Les Paris organisent la gestion des 12 000 km de cours d'eau wallons en 6 254 secteurs homogènes. Ces secteurs sont définis notamment selon des critères hydromorphologiques et écologiques, mais aussi sur la base de l'occupation du sol dans le lit majeur, afin d'assurer une cohérence dans la planification des interventions.

Le premier cycle du Paris (période 2022-2027), toujours en cours, se base donc sur un travail important de la part des gestionnaires de cours d'eau, facilité par une plateforme en ligne développée spécifiquement. Pour chaque secteur de gestion, les gestionnaires ont ainsi réalisé un travail portant à la fois sur l'identification des enjeux prioritaires (figure F14.1), sur la définition des objectifs de gestion et sur la planification des mesures nécessaires (figure F14.2). L'application en ligne dédiée aux Paris centralise ces données, facilitant la coordination entre les acteurs et permettant une évaluation continue des progrès réalisés par rapport aux objectifs européens.

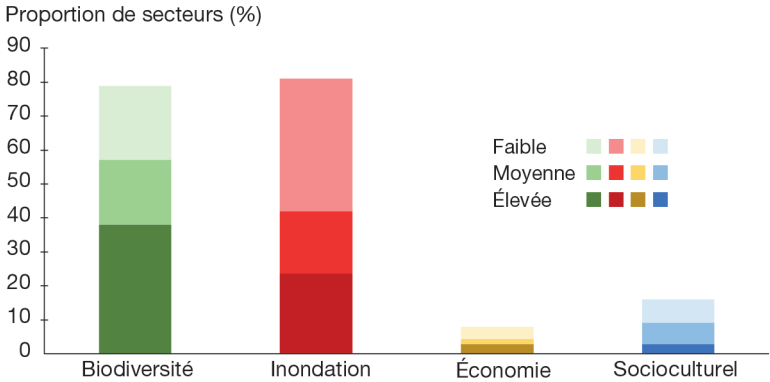


Figure F14.1. Évaluation des enjeux locaux : près de 99 % des secteurs ont au moins un enjeu défini, avec une forte prévalence des enjeux biodiversité (79 %) et inondation (81 %). Les ripisylves jouent un rôle clé dans les secteurs combinant ces deux enjeux (d'après De Coster *et al.*, 2021).

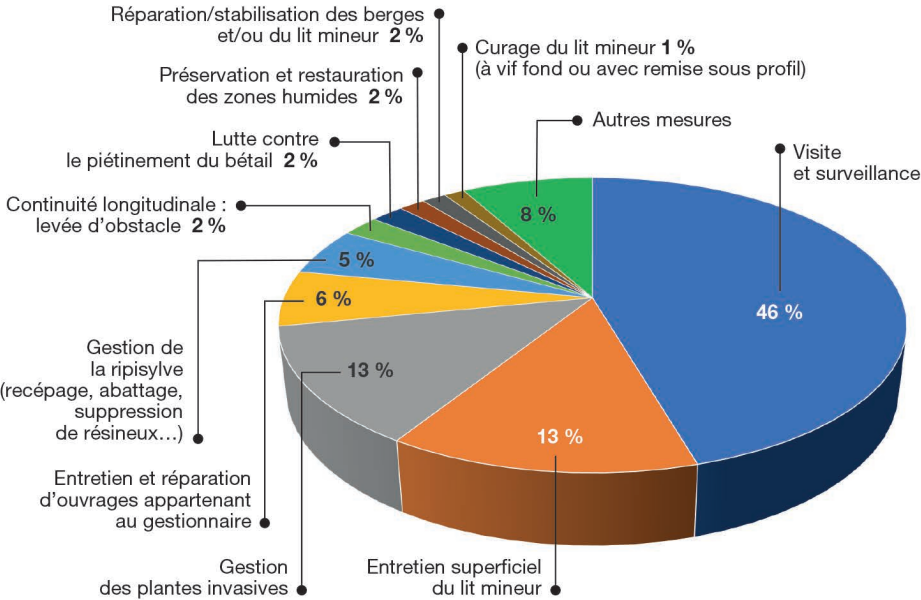


Figure F14.2. Planification des mesures : les actions planifiées (période 2022-2027) incluent des interventions ciblées sur les ripisylves, telles que l'entretien sélectif ou la restauration des ripisylves. Ces mesures répondent aux exigences des directives européennes, tout en tenant compte des spécificités locales (d'après De Coster *et al.*, 2021).

Paris et ripisylves ?

Les ripisylves, et de manière générale la végétation riveraine, jouent un rôle transversal dans les Paris. Leur gestion est soutenue par un outil méthodologique central, le *Guide de gestion des ripisylves*, publié pour la première fois en 2010 et mis à jour en 2019 et 2024 (Huylenbroeck *et al.*, 2024). Il constitue une

référence pour les gestionnaires en proposant des recommandations pratiques pour la gestion durable des ripisylves qui tiennent compte des spécificités locales. Les thèmes abordés incluent :

- l'identification des priorités de gestion selon les enjeux et les objectifs des Paris ;
- la mise en œuvre d'interventions adaptées, telles que la gestion par petites trouées, la conservation des bois morts pour la biodiversité, ou encore une bonne gestion des embâcles en fonction des enjeux locaux (voir chapitre 13) ;
- la planification de mesures visant à améliorer la continuité écologique, essentielle pour les espèces aquatiques et les habitats riverains.

Le guide, associé aux outils numériques, contribue à une harmonisation des pratiques de gestion à travers les différents gestionnaires publics (régionaux, provinciaux, communaux), tout en sensibilisant ces derniers à l'importance écologique et fonctionnelle des ripisylves.

Avancées significatives

Depuis leur adoption en mai 2023, les Paris ont permis :

- une planification cohérente et sectorisée, grâce à une articulation claire et locale des directives européennes pour le réseau hydrographique wallon (PGDH, PGRI, Natura 2000, etc.) ;
- un état des lieux structuré des actions menées sur les cours d'eau. Grâce à la centralisation des données, les gestionnaires disposent d'un outil inédit pour analyser et coordonner les interventions, dont celles relatives à la ripisylve, à l'échelle de la Wallonie ;
- un changement de paradigme de gestion. Près de 80 % des secteurs incluent des enjeux « biodiversité », mettant en lumière l'importance croissante accordée aux habitats aquatiques et riverains dans les politiques de gestion. Cela témoigne de l'évolution d'une gestion essentiellement centrée sur le bon écoulement des eaux vers une prise en compte plus intégrée des enjeux associés à la gestion des cours d'eau ;
- une dynamique collaborative renforcée. Les interactions entre gestionnaires de cours d'eau, d'une part, et partenaires locaux, d'autre part, ont été facilitées par l'application informatique et la sectorisation fine. Cette dynamique collaborative est alimentée par l'évolution continue de l'application Paris afin de répondre aux besoins des gestionnaires, par la diffusion périodique d'une newsletter Paris, ainsi que par l'organisation de groupes de travail et de journées thématiques.

Critiques et perspectives

Malgré ces avancées, certaines limites freinent encore une gestion optimale des ripisylves :

- planification et utilisation de la plateforme. Une part significative des secteurs n'a pas vu ses données actualisées depuis l'élaboration des Paris 2022-2027, ce qui limite la représentativité des résultats. À plus long terme, une planification

intégrée, associée à un suivi régulier au sein de l'outil en ligne, pourrait s'ancrer dans les habitudes des gestionnaires ;

– intégration d'indicateurs « ripisylves » par télédétection. De nombreux travaux de recherche ont été menés sur le développement d'outils de caractérisation par télédétection de la végétation riveraine en Wallonie (Huylenbroeck, 2024). Ces outils, basés notamment sur des données 3D de type LiDAR aérien, pourraient à terme contribuer à optimiser le suivi et la planification des interventions en offrant une meilleure vision de la dynamique spatio-temporelle de la végétation riveraine. Une première intégration de ces paramètres est prévue pour 2025 au sein de l'application en ligne, ce qui représente une étape clé pour améliorer l'efficacité et la précision des analyses.

Références bibliographiques

- De Coster A., Desteucq O., Englebert B., Georges B., Claessens H. *et al.*, 2021. Analyse des programmes d'actions PARIS élaborés par les gestionnaires de cours d'eau pour la période 2022-2027. *Forêt.Nature*, 142-155.
- Georges B., Claessens H., De Coster A., Desteucq O., Englebert B. *et al.*, 2020. Une approche intégrée et sectorisée de la gestion des cours d'eau wallons : les PARIS (2020). *Forêt.Nature*, 157, 18-28.
- Huylenbroeck L., 2024. Remote sensing applications for the characterization and management of riparian vegetation in Southern Belgium. Thèse de doctorat, université Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, 233 p.
- Huylenbroeck L., Michez A., Claessens H., 2024. *Guide de gestion des ripisylves*, SPW ARNE, DCENN, Namur, 84 p.

La restauration écologique passive des ripisylves : principe, suivi et effets

Ivan Bernez, Didier Le Cœur

La restauration écologique passive riparienne est une végétalisation, sans semis ni plantation, de berges endommagées ou aménagées. La Society for Ecological Restoration (SER³⁵) la nomme « *auto-regeneration* ». Sur quelles bases passe-t-on d'une logique d'aménagement interventionniste sur les berges de rivière, qui fait très souvent largement appel au génie civil et/ou végétal, à une restauration écologique passive des berges où le choix de gestion est de laisser faire la nature ?

Devant le constat d'un taux de mortalité des plantations de ligneux suite aux travaux de berge, plantations utilisées le plus souvent à des fins de maintien structurel des berges abîmées ou remodelées, la restauration écologique passive représente une alternative. Elle repose sur la mise en place d'une biodiversité végétale spontanée, adaptée à des conditions écologiques de ces interfaces extrêmement variables dans l'espace et le temps. Elle permet un maintien structurel par la végétation et un verdissement peu coûteux, biodivers, stockant du carbone sans en consommer et qui réduit l'impact des engins de travaux publics sur l'hydrosystème. Pour la société, il s'agit aussi de démontrer les capacités de la nature à se régénérer spontanément et d'insuffler plus d'écologie dans les pratiques d'aménagement : l'énergie et l'argent non dépensés sont investis dans les suivis, l'acquisition de connaissances et la compréhension des fonctionnements écologiques, ce qui facilite la sensibilisation des riverains et des décideurs.

Cette approche table également sur une forme d'adaptation aux changements climatiques par sélection naturelle (voir chapitre 11) : un arbre semé naturellement n'a pas la phase d'acclimatation racinaire nécessaire d'un arbre planté. De plus, il est difficile pour l'aménageur de déterminer les essences appropriées aux conditions édaphiques, infiniment fluctuantes, des berges. Les plantations automnales et hivernales en bord de cours d'eau sont aussi souvent délicates, en raison de dégâts occasionnés par les engins du génie civil.

La restauration écologique passive n'est pas une remise en question des pratiques de génie écologique (voir chapitre 11) ; cette solution fondée sur la nature est vue comme un autre choix de gestion, complémentaire. Nous l'avons expérimentée, grandeur nature, dans diverses conditions de chantiers de rivière (ex. : mise en

³⁵ <https://www.ser.org>

exclôt de cours d'eau, remise de rivières dans leur thalweg ou leur lit d'origine, restauration de la continuité) grâce à des partenariats avec des techniciens et des gestionnaires de cours d'eau en Normandie puis en Bretagne.

L'importance du suivi en restauration écologique passive

Depuis une vingtaine d'années, des actions de restauration passive ont été évaluées dans le cadre de plusieurs projets de restauration de rivières de plaine agricole du Grand Ouest : mises en exclôt de rivières pour limiter l'érosion des berges par le bétail (Bernez *et al.*, 2005 ; Forget et Bernez, 2009), remises dans le thalweg et création de néoberges (Laurent *et al.*, 2020), arasement d'un grand barrage hydroélectrique sur un fleuve côtier et sur ses affluents (Ravot *et al.*, 2020). L'évaluation repose sur des suivis des communautés végétales spontanées émergentes (listes d'espèces, pourcentage de recouvrement, nombre de plantules d'arbres et d'arbustes). Notons qu'il est également possible, selon les moyens, de concentrer le suivi sur les peuplements ligneux (Forget et Bernez, 2009 ; Laurent *et al.*, 2020) ou en réduisant le nombre de stations de relevés (figure F15.1).

Les suivis démontrent que la réponse des communautés végétales spontanées est immédiate sur l'ensemble des sites étudiés (figure F15.2). Le recrutement en ligneux est également rapide, non monotone, en mosaïque, biodivers selon le paysage environnant (Forget *et al.*, 2009 ; Laurent *et al.*, 2020).

L'importance des suivis précoces, dès la fin de la phase travaux, doit être soulignée : si ce recrutement était insatisfaisant par rapport aux objectifs de gestion, il serait encore possible de mettre en place une restauration active par plantation ou d'intervenir sur des espèces non désirées. Le gestionnaire dispose ainsi d'un outil supplémentaire, favorisant l'expression d'une mosaïque d'écosystèmes et de communautés variées (Sawtschuk *et al.*, 2014). En effet, les communautés végétales issues de la restauration écologique passive ont un aspect de naturalité et une trajectoire successinnelle très différents des communautés issues d'actions

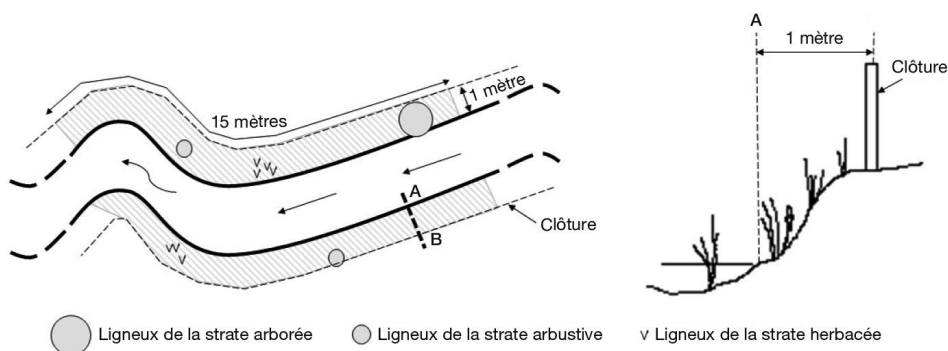


Figure F15.1. Schéma d'une station de relevé de 15 m² pour l'évaluation de la communauté végétale spontanée dans le cadre d'une remise dans le thalweg, suivie d'une pose de clôture à 1 m du cours d'eau.

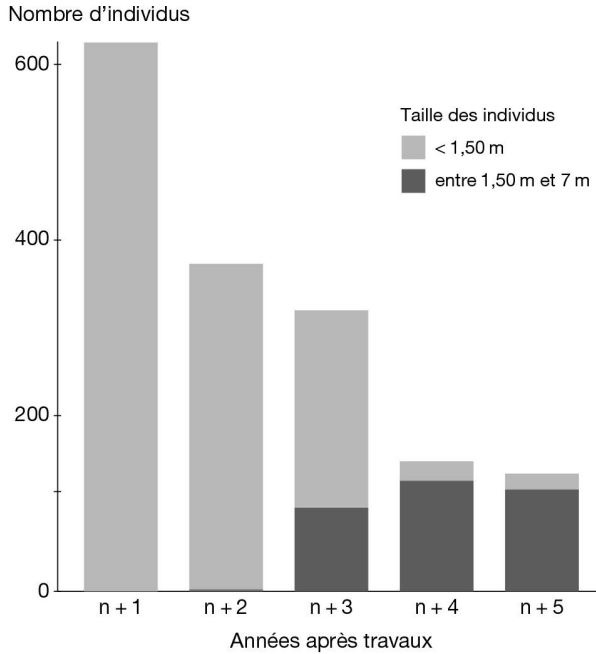


Figure F15.2. Recrutements précoces de plantules de ligneux et création d'une ripisylve spontanée (deux strates : herbacée < 1,50 m, arbustive 1,50 à 7 m) en cinq ans, suite à une remise dans le thalweg, et profilage de néoberges sur le ruisseau du Moulinet (affluent de l'Oir, bassin de la Sélune, 36 bandes de 15 m² suivies).

de plantations, généralement réalisées en haut de berge. Dans la restauration écologique passive, le patron de répartition en berge n'est jamais homogène et les taxons, recrutés par processus naturels (pluie de graines au sens large : anémochorie, zoochorie, hydrochorie, etc.), correspondront à un groupe d'espèces pionnières qui proviennent de l'environnement plus ou moins proche, dépendant de la qualité du paysage.

Précautions et perspectives

Les retours d'expérience montrent que lorsque la restauration écologique passive est précédée de travaux de génie civil (ex. : terrassements, gestion des substrats), leur nature, leur temporalité et leur intensité vont influencer fortement la qualité de la restauration : on a pu observer des baisses de biodiversité, notamment pour des groupes cibles (plantes ripariennes ou de zones humides), de la communauté pionnière spontanée, pour des fréquences et des intensités de pression anthropique croissantes favorisant des rudérales (Ravot *et al.*, 2020). L'appropriation de ce type de méthode douce par les gestionnaires utilisant des engins lourds et des techniques intrusives pour le milieu est donc nécessaire pour ne pas entamer le risque d'un échec de la restauration écologique passive, souvent dû à l'appauvrissement de la diversité au sein des communautés pionnières (Ravot *et al.*, 2020).

Ces perspectives du développement de solutions fondées sur la nature vont être utiles pour répondre aux objectifs de la loi européenne sur la restauration de la nature et la déclaration de l'ONU sur la restauration des écosystèmes. La restauration écologique passive pourra être un outil efficace de réponse à cette demande sociétale croissante, outil utilisable pour d'autres écosystèmes que les berges et d'autres cibles que les ripisylves. Cet outil est capable d'intégrer d'autres groupes biologiques dans ses suivis (ex. : bryophytes, lichens et champignons), selon les compétences taxonomiques du gestionnaire, et apporte une information supplémentaire sur le couvert au sol, mais aussi sur les biodiversités animales associées.

Références bibliographiques

- Bernez I., Pingray A., Le Coeur D., 2005. Entretien des berges de petits cours d'eau dans le bocage Sud-Manche : réponse de la végétation herbacée riparienne aux processus écologiques et agricoles. *Ingénieries EAT*, 43, 55-69.
- Forget G., Bernez I., 2009. Suivi de l'émergence des pousses de ligneux pour une restauration passive du ruisseau de la Vallée-aux-Berges (Basse-Normandie). *Ingénieries EAT*, n° spécial « Écologie de la restauration & ingénierie écologique », 31-40.
- Laurent Y., Le Coeur D., Rollet A.J., Bernez I., 2020. Évaluation précoce de la restauration écologique passive de ripisylves de ruisseaux remis dans le talweg. *TSM, Techniques Sciences Méthodes* 3, 85-95.
- Ravot C., Laslier M., Hubert-Moy L., Dufour S., Le Coeur D. *et al.*, 2020. Apports d'une observation précoce de la végétation spontanée pionnière pour la renaturation des rives de la rivière Sélune. *Sciences Eaux & Territoires*, hors-série 2020, 1-9. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.02>
- Sawtschuk J., Delisle M., Mesmin X., Bernez I., 2014. How past riparian management practices can affect composition and structure of vegetation for headwater ecological restoration projects. *Acta Botanica Gallica*, 161 (3), 309-320. <https://doi.org/10.1080/12538078.2014.933362>

Gestion différenciée de la ripisylve sur le bassin versant du Léguer

Samuel Jouon

Une naturalité des berges à préserver

Le bassin versant du Léguer est un territoire hydrographique situé au nord-ouest des Côtes-d'Armor. Si le fleuve côtier s'écoule sur environ 60 km de long, l'ensemble du réseau hydrographique associé représente près de 1 000 km de cours d'eau (Bassin versant Vallée du Léguer³⁶). Des actions sont portées par les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) et les producteurs d'eau du territoire depuis plus de vingt ans pour améliorer la qualité de l'eau et pour préserver les milieux aquatiques globalement en bon état (figure F16.1). Les efforts consentis par l'ensemble des acteurs du territoire ont même permis au Léguer amont et au Guic, son principal affluent, de devenir les premières rivières de Bretagne à être labellisées Site rivières sauvages, reconnaissant leur haute valeur environnementale.



Figure F16.1. Le Léguer s'écoulant dans la forêt de Coat-an-Hay (© Samuel Jouon).

³⁶ <https://www.vallee-du-leguer.com/>

Cette labellisation et les critères qui sont liés ont permis de prendre encore plus conscience de l'utilité d'une ripisylve fonctionnelle et de modifier les pratiques de gestion du passé, aujourd'hui jugées trop interventionnistes. Mais cela nécessite également un travail de pédagogie auprès de certains acteurs.

La gestion : entre sensibilisation, reconstitution et lutte contre les espèces exotiques envahissantes

Les actions de gestion de la ripisylve ont été intégrées au plan d'action Rivière sauvage du bassin versant Vallée du Léguer, lors du renouvellement du label en 2023, et sont mises en œuvre par Lannion-Trégor Communauté et Guingamp-Paimpol Agglomération, dans le cadre de leur compétence de gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations (Gemapi). Concrètement, le travail mené sur la ripisylve se répartit en plusieurs types d'actions :

- tourner une vidéo didactique pour sensibiliser les riverains et les gestionnaires aux bénéfices de la naturalité des berges. Cette vidéo, intitulée *L'Arbre, source de vie pour la rivière* (Laforge, 2023), explique l'importance de conserver une végétation arborescente rivulaire la plus naturelle possible et le rôle du bois mort qui tombe dans la rivière. Si, pour certains usages, une intervention peut être nécessaire, elle doit être réfléchie pour réduire au maximum les incidences sur les fonctionnalités de la ripisylve (interventions légères et ponctuelles) ;
- pratiquer un enlèvement ciblé d'arbres tombés et présentant des risques pour la sécurité des biens et des personnes. Alors que, par le passé, tous les arbres tombant dans la rivière étaient retirés, aujourd'hui les collectivités et les gestionnaires sont plutôt invités à les laisser dans la rivière, considérant qu'ils apportent des bénéfices écologiques pour l'écosystème aquatique (ex. : création d'habitats, source de matière organique, voir chapitre 13). Les interventions concernent seulement quelques gros arbres par an, pouvant présenter un risque de détérioration des ponts et des moulins ou d'inondation d'habitations proches du cours d'eau. Dans certains cas, il n'est même pas nécessaire de retirer tout l'arbre de la rivière ;
- reconstituer la ripisylve là où elle est absente ou clairsemée (voir chapitre 11). Le diagnostic de renouvellement du label Site rivières sauvages a révélé que certains tronçons de berges présentaient une ripisylve réduite ou absente. Sur ces tronçons, un travail est mené avec les propriétaires et les exploitants (ex. : reculer des fils de clôture, planter des essences ligneuses adaptées aux berges de cours d'eau, laisser la végétation recoloniser spontanément les bordures du cours d'eau) ;
- encourager des boisements de feuillus diversifiés. Il s'agit de la proposition de contrats Natura 2000 aux propriétaires de boisements riverains de résineux et de peupleraies pour les encourager à replanter en feuillus indigènes adaptés aux habitats naturels. Suite à un contrat Natura 2000, l'ONF a classé 28 ha de boisements en « réserve biologique dirigée » en bordure du Léguer. La promotion des obligations réelles environnementales (ORE) constitue aussi une piste nouvelle

pour les propriétaires volontaires pour conserver des boisements évoluant naturellement (voir chapitre 12) ;

– lutter contre les espèces exotiques envahissantes :

- balsamine de l'Himalaya. C'est une action « coup de poing » qui monte en puissance depuis plusieurs années : environ un mois de chantiers d'entreprises d'insertion pour arracher les plants isolés et débroussailler les massifs plus denses, complétés par une dizaine de chantiers bénévoles organisés en partenariat avec les communes ou des associations. Cela s'accompagne, depuis 2024, d'une prise de contact avec tous les propriétaires riverains par courrier pour les sensibiliser, et de chantiers en mécénat de compétence par des salariés de collectivité et des entreprises locales. Cette démultiplication d'opérations entre juin et août, avant que la plante annuelle ne produise ses graines, permet aujourd'hui d'être optimiste avec un recul important de l'espèce sur plusieurs tronçons,
- renouée du Japon. Une stratégie d'intervention vient d'être définie suite à un diagnostic de la contamination des berges du Léguer (linéaire important, mais souvent de faible à très faible densité) et à un recueil de l'ensemble des techniques de lutte existantes (avec notamment des retours d'expérience intéressants sur d'autres rivières labellisées Site rivières sauvages ; Zambon *et al.*, 2023). La combinaison de chantiers mécaniques lors de travaux de restauration de la continuité, de travaux d'arrachage manuels ponctuels, et l'élaboration d'un programme d'intervention avec de nouveaux financements pourraient permettre d'avancer sur cette problématique complexe.

Des efforts payants, mais une action à poursuivre dans la durée

L'économie réalisée du fait d'une moindre intervention sur les arbres tombés dans la rivière permet de mener des chantiers de plantations de ripisylve. Côté espèces exotiques envahissantes, la balsamine a disparu de certains tronçons et est en diminution progressive sur d'autres. Mais il suffit d'une année sans intervention sur une zone pour revoir la plante recoloniser un site. C'est donc un travail acharné qui est livré dans la durée. Pour la renouée, le travail démarre seulement, après de nombreuses années sans aucune intervention.

Critique, perspectives

Il faut noter que les actions évoquées ci-dessus sont menées dans un contexte plutôt favorable à leur mise en place :

- quelques atteintes sont observées (ex. : abrouissement par du bétail, entretien « jardiné », coupe d'arbres), mais l'écosystème riverain du Léguer est encore plutôt préservé (seuls 10 % du linéaire de ripisylve sont jugés comme étant entretenus excessivement) ;
- un historique d'action et une mobilisation ancienne d'acteurs locaux qui sont favorables à la mise en œuvre de ces opérations.

Malgré tout, le maintien de cette dynamique, avec par exemple la mobilisation de bénévoles pour les chantiers balsamine, reste compliqué. C'est un combat permanent, rien n'est acquis, cela mobilise beaucoup d'énergie. Tout cela a également un coût, et il est indispensable de maintenir des enveloppes financières dans la durée, dans un contexte budgétaire incertain.

Si l'on peut regretter de ne pas avoir démarré ou mobilisé plus de moyens plus tôt pour certaines actions, les évolutions de ces dernières années laissent présager une évolution plutôt positive, même si cela prendra du temps. La réussite de ces actions dépendra aussi de l'appropriation par les acteurs locaux, et le travail mené en parallèle pour favoriser l'attachement des habitants à leur rivière (Léguer en fête, atlas socioculturel, label) sera un atout d'importance.

Références bibliographiques

Laforge P., 2023. *L'Arbre, source de vie pour la rivière*, Bassin versant « Vallée du Léguer », Lannion, vidéo. <https://youtu.be/sIWbTlR5bn4?si=iNqaOlF02yO4jlvB>

Zambon E., Jouon S., Le Guen M., 2023. Techniques de gestion de la renouée du Japon. État des lieux des protocoles connus et retours d'expérience. Lannion-Trégor Communauté, Lannion, 62 p.

L'apport d'une structure forestière pour conseiller les boisements rivulaires en Artois-Picardie

Noémi Havet

L'évaluation de la qualité physique des cours d'eau (« SEQ physique »), menée en 2005 par l'Agence de l'eau Artois-Picardie sur environ 1500 km de cours d'eau de son bassin, a montré qu'en moyenne 50 % du linéaire étudié n'atteignaient pas les indices de qualité requis sur les aspects d'hydromorphologie. La faible couverture et le mauvais état des ripisylves figurent parmi les principaux facteurs contribuant à cette évaluation médiocre. Face à cela, même si la conservation et l'amélioration des ripisylves existantes restent nécessaires, la priorité devrait être donnée à la mise en place de nouvelles bandes boisées sur les berges, notamment sur les terrains privés, afin d'atteindre les objectifs fixés par la Directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) en 2027.

Connaissant le Centre national de la propriété forestière (CNPf) Hauts-de-France pour son animation antérieure sur l'implantation de haies, l'Agence de l'eau a noué un partenariat en 2008 avec la région pour déployer les linéaires et améliorer la nature des boisements rivulaires. La méthode de travail prévoyait de privilégier les démarches contractuelles auprès des propriétaires privés en les aidant financièrement à reboiser les abords des cours d'eau au moyen d'essences adaptées.

Description de l'expérience

Le début de la mission a d'abord consisté à réaliser une étude sur les conditions nécessaires à la restauration des ripisylves : analyses économique, technique et réglementaire. La réalisation d'une dizaine de boisements de démonstration a suivi, composés d'essences locales adaptées (ex. : frêne, chêne, érable), financés majoritairement par les partenaires. Un suivi de croissance et de végétation a ensuite été opéré. Ces sites ont servi de supports d'informations auprès des propriétaires, gestionnaires et techniciens de rivière sur la plantation et l'entretien des boisements rivulaires. La cellule d'animation et d'assistance à maîtrise d'ouvrage a permis de développer des boisements dans l'ensemble du bassin Artois-Picardie sur secteur privé. Les degrés d'intervention du CNPf ont été divers : simple conseil avec l'appui des documents produits, visites et diagnostics de terrain, conceptions de projets de boisement, suivis de chantiers de restauration et d'entretien, formations aux techniques forestières.

Avancées significatives

Sur les dix années de la mission, 23 partenaires du bassin Artois-Picardie ont été conseillés. Sur 187 sites, 159 km de projets de boisements ont été examinés, aboutissant à 110 km de boisements sur 154 sites. Différents outils (CNPFF Hauts-de-France-Normandie³⁷) ont été établis pour l'aide aux acteurs de l'eau, comme un indice qualité ripisylve, des brochures sur la restauration (Havet, 2012 ; figure F17.1) et l'entretien des ripisylves plantées (Havet et Harnist, 2015), et des fiches thématiques (ex. : ripisylve et oiseaux, ripisylve en milieu agricole) (CNPFF Hauts-de-France-Normandie, voir note 37). Les sites vitrines ont appuyé la création de fiches de retours d'expérience, avec notamment la croissance des plants et le retour d'une végétation spontanée après mise en défens des berges. Par ailleurs, durant ces années, des données économiques et réglementaires ont été apportées aux maîtres d'œuvre et actualisées pour plus d'efficacité dans les réalisations.

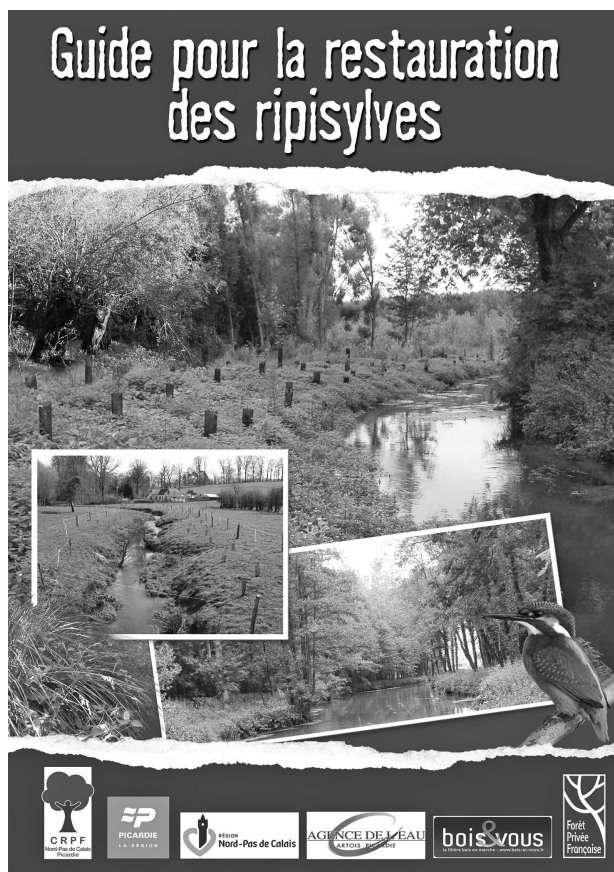


Figure F17.1. Page de couverture du *Guide pour la restauration des ripisylves* (Havet, 2012).

³⁷ Ripisylves, documents techniques à télécharger. <https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/nos-actions/la-biodiversite-et-les-ecosystemes-forestiers/ripisylves>

Critiques, perspectives

La mission Ripisylve, qui avait débuté en 2007, s'est terminée en décembre 2018. La plupart des gestionnaires sont devenus autonomes sur le sujet. La mission est tellement bien ancrée dans le paysage institutionnel que des partenaires historiques du CNPF continuent de faire appel de façon ponctuelle aux personnels forestiers. Bien que la mission ne soit plus majeure au sein de l'établissement, il serait pertinent d'actualiser certaines données reçues sur les sites pour compléter le jeu d'informations en matière de croissance des plants, d'état sanitaire et de spontanéité de la végétation. Face aux changements climatiques, certaines essences forestières mériteraient également d'être implantées le long des cours d'eau pour plus de diversité spécifique et pour limiter les impacts sanitaires. Le travail avec du matériel végétal nécessite d'être actualisé régulièrement, car ce qui a fonctionné auparavant peut devenir inapproprié à l'avenir. Dans la même lignée, l'ergonomie de travail, les nouveaux outils et matériaux ont évolué depuis quelque temps, ce qui peut orienter la façon de réaliser un chantier de restauration ou d'entretien de boisements.

Suite à la loi Gemapi de 2017, d'autres structures ont pris la compétence d'entretien des cours d'eau, mais, arrivant en fin de partenariat, n'ont pas pu être accompagnées dans la démarche.

Références bibliographiques

- Havet N., 2012. *Guide pour la restauration des ripisylves*, CRPF Nord-Pas-de-Calais-Picardie, Amiens, 28 p. https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/brochure_ripisylves.pdf
- Havet N., Harnist S., 2015. *La Ripisylve plantée : les premiers entretiens (0-5 ans). Guide technique*, CRPF Nord-Pas-de-Calais-Picardie, Amiens, 24 p. https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/guide_entretien_ripisylve_2015.pdf

Plantation de cordons boisés sur le bassin de la Nièvre : enjeux pour les collectivités et perception par le monde agricole

Matthias Boureau, Antoine Étienne

La question de l'arbre, de la haie et de la ripisylve est aujourd'hui un sujet majeur pour les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI), car elle est au croisement de plusieurs thématiques : arbre en ville, stockage du carbone, développement territorial, changement climatique, biodiversité, etc.

La ripisylve est également un axe central de la compétence de gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations (Gemapi), obligatoire pour les EPCI depuis 2018. Cette compétence est également à considérer au regard de la Directive-cadre sur l'eau, qui impose aux États européens de restaurer l'ensemble de leurs masses d'eau en bon état écologique d'ici 2027, sous peine de sanctions financières. La ripisylve y joue alors un rôle central.

En ce qui concerne le périmètre d'intervention du Contrat territorial des Nièvres et du Riot³⁸, celui-ci est profondément rural : 30 % de sa surface est constituée de prairies (particulièrement en bord de cours d'eau), 47 % de forêt, 20 % de culture, le reste étant urbanisé. Les facteurs de dégradation de la qualité de l'eau sont des problématiques de morphologie du cours d'eau (héritage du remembrement), de continuité écologique (héritage du passé proto-industriel) et de pesticides (héritage des pratiques agricoles) (Boureau et Étienne, 2023 ; Boureau et Parmentier, 2015).

La ripisylve permet d'apporter au cours d'eau le soutien dont il a besoin pour fonctionner efficacement et compenser ou amoindrir les dégradations existantes, mais vient en complément d'autres actions. Pour le technicien de rivière, la ripisylve est en quelque sorte le système lymphatique du cours d'eau.

À l'inverse de l'intérêt des acteurs publics pour les ripisylves, beaucoup d'exploitants agricoles et de propriétaires ne comprennent pas la politique de replantation que notre service mène, et plus généralement l'intérêt pour la qualité de l'eau et de la ripisylve. Depuis les années 1960-1970, la donne a changé avec la mécanisation et le remembrement. Devenus une contrainte, les arbres et les haies ont été arrachés en zones de culture et laissés à l'abandon en territoire d'élevage. Aujourd'hui encore, il est très fréquent d'entendre parler d'entretien des parcelles « en bon père de famille », c'est-à-dire en haie basse (maintenue uniquement pour son rôle

³⁸ Bassin versant des Nièvres. <https://www.rivieresnievres.fr>

paysager), ou encore de vouloir « faire propre » en entendant par là une coupe rase de la ripisylve pour s'éviter du temps de travail et ne pas « salir » la parcelle avec du bois et des feuilles mortes. La ripisylve est donc vécue par une partie du monde agricole *a minima* comme une zone inutile ou non productive, et souvent comme une contrainte d'entretien et un coût.

Notre expérience de plantation de ripisylve

Une politique active de replantation a été initiée depuis 2016, et nous présentons ci-après notre façon de recréer le cordon rivulaire par plantation, entre rivière et prairie ou culture.

Sur le plan technique, la densité préconisée est d'un plant par mètre linéaire et sur deux rangs, en quinconce (figure F18.1). L'idée est de marquer la berge afin que l'exploitant y soit sensible et adapte son entretien en évitant les coupes à blanc sur les berges.

Les espèces choisies sont des essences locales déjà présentes sur le cours d'eau : aulne glutineux, érable champêtre, saule cendré, pourpre et blanc, noisetier, fusain, groseillier rouge, cornouiller sanguin, sureau noir, orme champêtre, églantier, bourdaine, etc.

Dans le cadre du Contrat territorial, les travaux de plantation sont entièrement financés par de l'argent public : l'Agence de l'eau Loire-Bretagne pour 50 %, la région Bourgogne-Franche-Comté (et les fonds européens) pour 30 % et les EPCI partenaires pour 20 %.



Figure F18.1. Travaux de plantation et de mise en défens sur la Nièvre d'Arzemouy, 2023 (© Antoine Étienne).

Ces travaux ne coûtent donc rien au propriétaire ou à l'exploitant. Ce dernier est cependant consulté et doit donner son accord sur la localisation de la plantation, la densité de plants et les essences. Le tout est encadré par une convention avec l'exploitant et le propriétaire. En contrepartie du financement des travaux, ils s'engagent à maintenir la ripisylve et à l'entretenir.

Avancées significatives

Au cours du Contrat territorial 2016-2020, moins de 1 km de ripisylve a été planté, ce qui montre la réticence des exploitants malgré les conditions financières. Aujourd'hui, les choses évoluent, et la Chambre d'agriculture de la Nièvre y contribue fortement en développant une filière de bois énergie et de bois plaquette (utilisé en complément de la paille dans les stabules). Par exemple, c'est dans ce cadre qu'un agriculteur situé à Parigny-les-Vaux a planté près de 3 km de ripisylve en 2022, financé par le plan de relance.

Par ailleurs, et c'est un discours récent face au réchauffement climatique, certains éleveurs nous ont fait part de l'importance d'avoir des arbres sur leurs parcelles de prairie vis-à-vis du bien-être animal. Enfin, dans certaines parties du Morvan, des haies fourragères sont développées en prévision de périodes difficiles. Cela tend à montrer que l'arbre, et par conséquent la ripisylve redeviennent une préoccupation du monde agricole face et pour l'adaptation au changement climatique.

Critiques, perspectives

De manière générale, nous avons été confrontés à deux problématiques particulières qui nous questionnent sur les travaux de plantation :

- la première est la présence sur notre territoire de deux espèces patrimoniales : l'agrimon orné (*Coenagrion ornatum*) et l'agrimon de mercure (*C. mercuriale*). Ces deux espèces d'odonates, classées « quasi menacées » sur la liste rouge régionale, apprécient les milieux ouverts et les cours d'eau sans ripisylve. Se pose donc la question de la priorité entre la préservation d'espèces patrimoniales et la préservation du cours d'eau sur certains secteurs ;

- la seconde concerne les parties de cours d'eau rectifiées dans les années 1960, parfois depuis le ^{xiv}^e siècle, afin d'accélérer l'écoulement de l'eau et de gagner quelques mètres carrés de terres exploitables. L'ancien lit est encore visible, mais l'exploitant s'oppose à un retour du cours d'eau dans son lit initial. Quel intérêt alors de planter et de réaliser des travaux le long de ce lit modifié où le déséquilibre du cours d'eau persistera ?

Ces deux problématiques nous conduisent à parler du rôle et des pouvoirs du technicien de rivière. Dans le cadre de nos missions, nous sommes conscients de l'importance que revêt la ripisylve pour l'amélioration de la qualité de l'eau. À court terme et en raison de la rapidité du changement climatique et de ses effets, il est probable que la qualité d'un cours d'eau dépendra en grande partie

de l'existence ou non d'une ripisylve et de son état. Il est nécessaire de planter aujourd'hui pour être prêt dans dix ans. Malheureusement, nous constatons que la ripisylve préexistante dépérit, malgré un intérêt émergent de quelques exploitants. Non entretenue, les arbres vieillissent naturellement et les pratiques agricoles empêchent le renouvellement par régénération naturelle. La ripisylve disparaît peu à peu de nos paysages.

Or, et c'est aussi l'un de nos principaux obstacles à l'amélioration de la masse d'eau, nous ne disposons d'aucun pouvoir de police ni d'outils réglementaires nous permettant d'imposer les travaux nécessaires à l'intérêt général, et cela, malgré une obligation de résultats. Et c'est là où notre rôle de sensibilisation et d'animateur territorial entre en jeu : nous négocions avec les différents propriétaires pour la réalisation de chacun de nos travaux, qui parfois ne peuvent être réalisés. L'intérêt privé s'impose donc à l'intérêt public au nom du droit à la propriété privée, et la réglementation actuelle (voir chapitre 15) ainsi que les déclarations d'intérêt général ne suffisent souvent pas à restaurer efficacement les masses d'eau.

Références bibliographiques

Boudeau M., Parmentier M., 2015. Contrat territorial des Nièvres 2016-2020. Communauté de communes Les Bertranges, La-Charité-sur-Loire, 48 p.

Boureau M., Étienne A., 2023. Contrat territorial des Nièvres et du Riot 2024-2026. Communauté de communes Les Bertranges, La-Charité-sur-Loire, 69 p.

Le pâturage ovin, un outil de lutte contre l'érable négondo dans la Réserve de l'île du Girard

Frédéric Topin

L'érable négondo (*Acer negundo*) a été introduit en France en 1732 (Dumas, 2019) comme arbre d'ornement. Il est originaire d'Amérique du Nord. Post-pionnière précoce, l'espèce se développe spontanément en bordure des rivières et des bras morts et s'installe dans les saulaies pionnières (figure F19.1).

L'érable négondo est une des très nombreuses espèces invasives colonisant les milieux alluviaux. La lutte contre cette espèce fait partie intégrante des objectifs de gestion de la Réserve naturelle nationale de l'île du Girard (Jura) depuis plus de vingt ans. L'érable négondo colonise environ 20 ha sur les 135 ha de la réserve. Sa distribution est localisée en bordure des bras morts, donc en concurrence directe avec les saules.

Les fluctuations de nappes et les assecs estivaux favorisent cette espèce, au détriment des saules (Fédération des Conservatoires botaniques nationaux, 2018).



Figure F19.1. Secteur à forte densité d'érable négondo (© Frédéric Topin).

Description de l'expérience

La littérature relative à la lutte contre l'érable négondo est encore limitée et concerne principalement les techniques d'écorçage, d'arrachage, et l'emploi de produits chimiques.

La technique d'écorçage a été testée sur la Réserve du Girard mais a été abandonnée pour diverses raisons : difficulté d'écorçage des gros arbres, cicatrisation rapide d'une partie de l'écorce, très nombreux rejets à recouper les années suivantes, etc. Trois années de lutte active ont été nécessaires, et nous nous sommes retrouvés avec des arbres morts très cassants qui peuvent engendrer des problèmes de sécurité.

Un autre moyen de lutte a été testé, de manière involontaire dans un premier temps, avec l'utilisation d'un pâturage ovin (figure F19.2). Au départ, dans un objectif de maintien des milieux ouverts, un troupeau de 100 brebis (race INRA 401) a été mis en place sur une ancienne peupleraie déperissante envahie par l'ortie et les érables négondos.

Plus tard, en fin d'été, alors que nous faisons un chantier de lutte contre l'érable négondo, nous avons pu observer le troupeau de brebis s'approcher des arbres coupés et consommer les feuilles. À la suite de cette observation, nous avons fait un test sur une parcelle de 2 ha totalement envahie par l'érable négondo. Nous avons pratiqué une coupe à blanc et un broyage de tous les érables présents. Un pâturage ovin a ensuite été mis en place sur 7,5 ha, incluant la zone traitée. Un troupeau de 50, puis de 100 brebis a pâturé 4 mois par an à partir de juin 2011. Les premiers résultats ont été visibles très rapidement. Les moutons ont consommé, outre l'ortie, le chardon et le rumex, les jeunes pousses d'érable négondo qui n'avaient pas manqué de repousser (figure F19.3) ainsi que l'ensemble du feuillage disponible.

Remarque : un essai de pâturage équin sur la même parcelle n'avait donné aucun résultat au niveau d'une consommation d'érable négondo.



Figure F19.2. Troupeau ovin « immergé » sous la mégaphorbiaie (© Frédéric Topin).



Figure F19.3. Rejets d'érable négondo : il ne reste que les tiges après le passage des moutons (© Frédéric Topin).

En 2012, les graminées font leur retour, sur ces zones où le peuplement dense d'érable négondo empêchait tout développement d'autres espèces. Les repousses d'érable négondo sont de moins en moins nombreuses et beaucoup de souches (environ 70 %) ne sont pas reparties. Le pâturage ovin a été reconduit chaque année, puis stoppé en 2018 suite à un arrêt de l'activité de l'éleveur.

Depuis 2018, les 2 ha concernés par la lutte contre l'érable négondo présentent quelques rejets, mais très peu. La strate herbacée en place (majoritairement de l'ortie) semble limiter fortement le développement de nouvelles plantules de négondos.

L'espace est aujourd'hui composé en majorité d'ortie (80 %), mais également de graminées. Quelques arbustes se développent : nerprun purgatif, cornouiller sanguin, prunellier, aubépine et sureau noir. À moyen terme, sans intervention, c'est le prunellier qui va dominer, mais des éclaircies ponctuelles sont réalisées. Sur la réserve, le saule blanc ne se régénère qu'au niveau des points les plus bas, c'est-à-dire au fond des anciens bras morts.

Critiques, perspectives

Les actions menées depuis dix ans contre l'érable négondo montrent l'intérêt, mais aussi les limites d'une telle lutte. Il est en effet vain de vouloir éradiquer cette espèce, car son pouvoir colonisateur est tel qu'il faudrait travailler sur l'ensemble du bassin versant. En revanche, sur des zones ciblées avec des objectifs de diversification du milieu, la lutte peut être envisagée et le pâturage ovin préconisé.

Par ailleurs, si la saulaie est en bonne condition de croissance, les deux espèces peuvent cohabiter sans que l'érable négondo prenne le dessus. Le problème vient des vieilles saulaies déperissantes comme sur la Réserve du Girard, amenées à laisser la place à la forêt à bois dur. L'érable négondo est déjà installé et peut alors empêcher l'arrivée des essences à bois dur indigènes. Ces secteurs sont indiqués en « saulaie dégradée » depuis les premiers inventaires et cartographies sur la réserve (L'Hote, 1985).

Dans tous les cas, la principale mesure préventive recommandée est d'éviter de couper la ripisylve, puisque l'espèce semble profiter des éclaircies effectuées par l'homme.

Références bibliographiques

- Dumas Y., 2019. Que savons-nous de l'Érable négondo (*Acer negundo* L., 1753)? *Naturae*, 10, 257-283. <https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/naturae2019a10.pdf>
- Fédération des Conservatoires botaniques nationaux, 2018. *Acer negundo* L., 5 p. https://biblio.cbnpmp.fr/doc_num.php?explnum_id=6493
- L'Hote P., 1985. Les groupements végétaux de l'île Girard. *Les Cahiers de l'environnement*, (1), DRAE, Conseil régional de Franche-Comté, Laboratoire de taxonomie expérimentale et de phytosociologie, université de Franche-Comté, Besançon, 33 p.

Sensibiliser à la valeur patrimoniale et à la réintroduction du peuplier noir sauvage dans le bassin de la Saône

Sophie Horent, Charline Pierrefeu, Nicolas Terrel

Dans le cadre d'un Programme national de conservation des ressources génétiques forestières, l'Établissement public territorial du bassin (EPTB) Saône et Doubs³⁹ a souhaité contribuer à la préservation du peuplier noir, en partenariat avec l'INRAE d'Orléans (Loiret) et l'ONF de Guémené-Penfao (Loire-Atlantique).

La diversité génétique du peuplier noir est altérée par les peupliers de culture et les variétés ornementales (voir chapitre 9). L'artificialisation des cours d'eau contribue aussi à sa disparition, puisque le peuplier noir ne se régénère que sur les terrains nus (bancs de sédiments frais), dans le lit mineur des cours d'eau dont la dynamique fluviale est encore active (comme sur la Loire, la Drôme ou la rivière Ain). Sur la Saône, rivière artificialisée et gérée par des barrages de navigation, la dynamique fluviale n'agit plus, et le peuplier noir n'a plus de zones pionnières pour s'implanter. La ripisylve, vieillissante, est aujourd'hui essentiellement constituée d'essences de bois durs. Les quelques très rares stations de peupliers noirs qui subsistent encore sont issues de la mise à nu de terrains en bord de rivière lors de travaux de consolidation de berges. L'avantage du peuplier noir est que si les secteurs où il se régénère naturellement sont rares ou disparus, nous pouvons le réinstaller sous forme de grandes boutures (plançons) à enfoncer profondément pour avoir accès à l'humidité du sol. Néanmoins, l'installation d'une population naturelle ne peut passer que par la restauration d'habitats favorables à sa régénération naturelle, les peupliers noirs réimplantés servant alors de semenciers.

L'opération « Un arbre, une commune » pour sensibiliser à l'espèce

L'EPTB a lancé en 2018, sur plusieurs sites Natura 2000 qu'il anime (Saône aval, Grosne, Seille, Doubs, etc.), une opération intitulée « Un arbre, une commune » (figure F20.1). Cette opération a eu pour premier objectif de « refaire » connaître l'espèce *Populus nigra* (sauvage) aux élus et aux habitants riverains de la Saône.

³⁹ Préservation du Peuplier noir. EPTB Saône et Doubs. <https://www.eptb-saone-doubs.fr/missions/preservation-biodiversite/peuplier-noir/>

Différentes journées techniques ont été organisées sur le bassin en associant l'ensemble des maires des communes et le grand public à cette démarche ambitieuse de sauvegarde d'une espèce localement menacée de disparition.

Les participants ont pu ainsi être sensibilisés à l'espèce (sa biologie, les causes de sa disparition, la démarche de sauvegarde, les programmes de recherche, etc.) grâce à différentes présentations.

Enfin, dans le cadre de cette opération et à l'issue de chaque réunion, l'EPTB (avec la contribution de l'ONF et de l'INRAE) a également offert un plant de peuplier noir et un panneau de sensibilisation à chaque commune concernée (figure F20.2).

Des résultats encourageants

Cette première campagne de sensibilisation a permis de distribuer dans un premier temps une centaine de plants, qui ont pour la plupart été installés dans des arbo-retums communaux avec leur panonceau d'accompagnement. Un certain nombre d'élus nous ont ensuite sollicités pour obtenir des peupliers noirs supplémentaires, d'origine génétique locale diversifiée, qui ont pu être cette fois réimplantés en ripisylve le long de plusieurs cours d'eau du bassin.

D'autres projets ont depuis émergé avec différents acteurs (EPCI, syndicats de rivières, Voies navigables de France, Fédération des chasseurs, associations, écoles ; figure F20.3). Plusieurs populeturns conservatoires ont même été créés avec des communes riveraines de la Saône, mais aussi sur des parcelles de l'EPTB dans le cadre de sa démarche conservatoire.

À ce jour, près de 1 500 peupliers noirs ont été replantés sur le bassin de la Saône, et l'EPTB, dans le cadre des politiques qu'il porte (Natura 2000, contrats de rivière, démarche conservatoire, mesures compensatoires, etc.), continue aujourd'hui d'enrichir les restaurations de ripisylves et de forêts alluviales en peupliers noirs.

Perspectives

L'EPTB poursuit sa démarche de réintroduction de l'espèce à travers ses divers programmes de restauration de ripisylves, de forêts alluviales et autres zones humides de bords de cours d'eau. Il s'est par ailleurs doté d'un observatoire afin de suivre, dans la mesure du possible, les différentes plantations et réintroductions de peupliers noirs sur le bassin de la Saône (figure F20.4). Cette initiative peut également s'appuyer sur une variété peuplier noir VMC (variété mélange clonal, voir chapitre 9) Rhône-Saône, disponible chez les pépiniéristes professionnels.

Référence bibliographique

EPTB Saône et Doubs, 2014. Le Peuplier noir : une espèce noble, méconnue et menacée ! Plaquette d'information, 2 p. <https://www.eptb-saone-doubs.fr/wp-content/uploads/2020/01/PEUPLIER-NOIR.pdf>



Figure F20.1.
Logo de l'opération « Un arbre, une commune » pour sensibiliser à l'espèce (© Nicolas Terrel, Ludivine Olivier).



Figure F20.2. Panneau d'information (EPTB) installé avec le plant de peuplier noir distribué à chaque commune (© Nicolas Terrel, Ludivine Olivier).



Figure F20.3. Plantation et parrainage de peuplier noir avec l'école de Saint-Germain-du-Plain (Saône-et-Loire) (© Nicolas Terrel).



Figure F20.4.
Exemple de plantations géolocalisées (points rouges) sur la commune de Quingey (Doubs) (© Nicolas Terrel).

Modèles naturels riverains et restauration des berges à Montréal

Nicolas Stämpfli, Maxime Tisserant

La ville de Montréal (Québec, Canada) est située au cœur de l'archipel d'Hochelaga, à la confluence du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. Ces deux cours d'eau ont des bassins versants qui dépassent les 900 000 km² de superficie, et leur hydrologie est régulée par plusieurs barrages (MELCCFP⁴⁰). Le niveau d'eau y varie d'environ 3 m entre l'étiage estival et la crue centennale. La ville est caractérisée par un climat continental tempéré, avec des températures mensuelles moyennes variant entre -9 °C en janvier et 22 °C en juillet, et des précipitations annuelles totales d'environ 1040 mm, dont 215 mm en neige (ECCC⁴¹).

L'île de Montréal, dont la superficie est de près de 500 km² (ville de Montréal⁴²), est bordée au sud-est par le fleuve Saint-Laurent et au nord-ouest par la rivière des Prairies (figure F21.1). Ces deux hydrosystèmes comprennent des faciès d'écoulement variés, avec trois lacs fluviaux et sept zones de rapides autour de l'île de Montréal. Il en découle des largeurs et des débits variables, respectivement de l'ordre de 1,5 km (jusqu'à 10 km dans le lac Saint-Louis) et 8 600 m³/s pour le fleuve Saint-Laurent, et 500 m et 1100 m³/s pour la rivière des Prairies (débits annuels moyens). Montréal possède environ 200 km de berges, avec une proportion significative d'entre elles qui a fait l'objet de travaux de remblayage et/ou de stabilisation. Les forces tractrices reliées à l'écoulement sont faibles, et l'érosion est principalement causée par les vagues (de vent et/ou de navigation) et la glace. Dans ces espaces riverains urbains contraints, il existe tout de même des modèles naturels de ripisylves qui sont bien adaptés aux contraintes érosives et assurent aux berges une bonne résilience aux aléas fluviaux. Ces modèles naturels forestiers peuvent être classés en deux principaux types :

- les frênaies rouges sont de jeunes forêts qui colonisent des milieux à substrat fin, peu érodés par les courants de bord et majoritairement exposés aux glaces.

⁴⁰ Portrait régional de l'eau. Montréal, Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Région administrative 06. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/regions/region06/06-mtl.htm>

⁴¹ ECCC (Environnement et changement climatique Canada). Données des normales climatiques canadiennes pour 1991-2020. Station Montréal-Trudeau (aéroport). https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html

⁴² Ville de Montréal. L'archipel montréalais, une occupation millénaire. <https://montreal.ca/articles/le-parcours-riverain-22677>

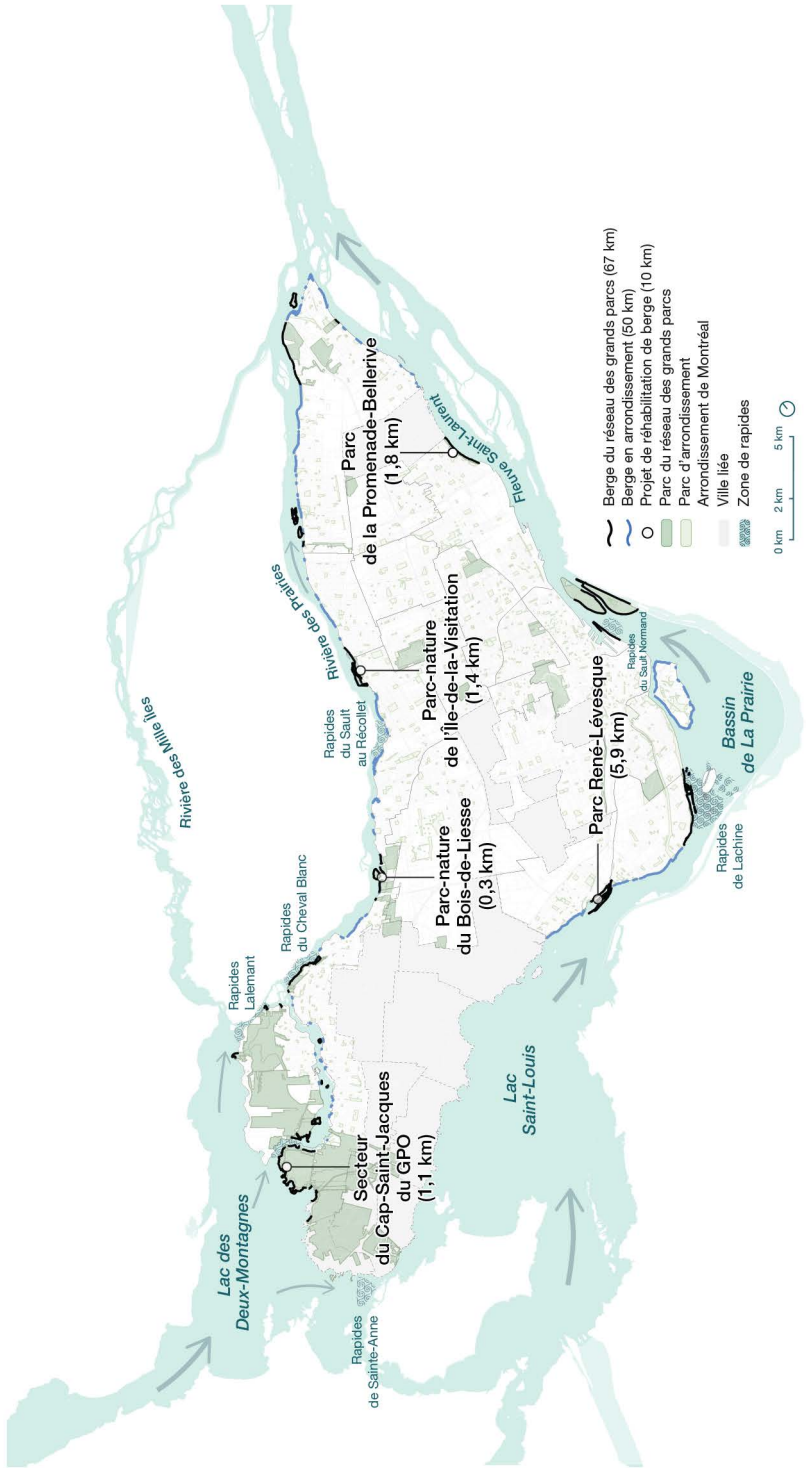


Figure F21.1. Réseau hydrique de la région montréalaise (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports de la ville de Montréal, 2024).

Dans ces milieux riverains, l'inclinaison de la pente de berge varie de 15 à 32 %. Les sols sont de granulométrie fine (limon et argile). Les communautés végétales sont dominées par le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*), le peuplier deltoïde (*Populus deltoides*), l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*) et les saules arborescents (*Salix fragilis* et *S. alba*). En sous-étage, la végétation arbustive est composée de bosquets de physocarbe à feuilles d'aubier (*Physocarpus opulifolius*), de cornouiller stolonifère (*Cornus sericea*) et de cerisier à grappes (*Prunus virginiana*). Les espèces principales de la strate herbacée sont surtout des généralistes sciaphiles ;

– les érablières argentées colonisent des milieux à substrat grossier exposés aux vagues de vent. Dans ces milieux, la pente de berge est plus douce (entre 8 et 22 %). Cette inclinaison induit une dissipation efficace de l'énergie des vagues. Outre l'érable argenté (*Acer saccharinum*), les espèces d'importance sont le caryer ovale (*Carya ovata*) et le tilleul d'Amérique (*Tilia americana*). La strate arbustive, en milieu de berge, est composée de saules arbustifs (*Salix interior*, *S. discolor*, *S. eriocephala*, *S. bebbiana* et *S. petiolaris*), de cornouillers (*Cornus sericea* et *C. obliqua*), du céphalanthe occidental (*Cephalanthus occidentalis*) et du myrique baumier (*Myrica gale*). Les herbacées pérennes, comme la spartine pectinée (*Sporobolus michauxianus*) et l'apocyn chanvrin (*Apocynum cannabinum*), dominant le pied de berge.

Programme de réhabilitation et création d'un centre d'expertise à Montréal

En 2015, un audit réalisé dans neuf grands parcs riverains de la ville a révélé qu'environ 9 km de berges étaient menacés par l'érosion, et que cette situation avait causé la fermeture de plusieurs centaines de mètres de sentiers. Les fortes crues printanières des dernières années (dont celles de 2017 et 2019) ont mis en lumière la vulnérabilité des infrastructures riveraines à de tels événements.

En 2020, la ville a obtenu une subvention conjointe des gouvernements canadien et québécois et mis sur pied un programme visant à réhabiliter 10 km de berges dans ses grands parcs riverains. Les objectifs de ce programme sont triples : assurer la protection du public et la résilience des infrastructures riveraines ; restaurer le patrimoine naturel et les fonctions écologiques des berges ; et promouvoir l'insularité de Montréal en diversifiant les accès inclusifs et récréatifs à l'eau.

Grâce à une équipe multidisciplinaire mise sur pied dans le Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports de la Ville et à l'aide d'une approche basée sur le risque pour le public et les infrastructures, des tronçons érodés ont été sélectionnés dans cinq grands parcs pour la réalisation de travaux de réhabilitation (figure F21.1). Les interventions planifiées mettront en avant des solutions fondées sur la nature, afin d'améliorer les fonctions écologiques et la résilience des berges aux aléas hydroclimatiques.

Avancées

Les études réalisées depuis le démarrage du programme ont permis de mieux comprendre l'état des berges. Ces études indiquent un potentiel d'utilisation des techniques de génie végétal et des techniques mixtes pour aménager les tronçons de berges dégradés.

Dans le cadre de ce programme, la connaissance fine des modèles naturels et des processus érosifs actuels et futurs permettra de concevoir des aménagements de berges résilients et adaptés aux conditions de chaque site. De nombreuses espèces de Salicacées et de Cornacées présentes dans les modèles naturels peuvent notamment être utilisées grâce à leur capacité de reproduction végétative. Par ailleurs, on limitera parfois des interventions comme l'adoucissement des pentes de berges pour conserver des arbres matures, que ce soit pour des raisons écologiques, paysagères ou sociales.

Un projet pilote de restauration écologique et de protection contre l'érosion a été réalisé au Cap-Saint-Jacques en 2024 (figure F21.2). Ce projet vise notamment à tester la résistance mécanique et physiologique du matériel végétal aux contraintes de vagues et de glace. Il comprend également un volet d'aménagement paysager et d'interprétation pour le public. Les premiers suivis de l'ouvrage indiquent une très bonne reprise du matériel végétal. Les conclusions de ce projet serviront à alimenter la conception dans des projets à venir de la restauration d'une végétation riveraine typique. D'autres projets pilotes, comme le test des capacités de bouturage de plusieurs espèces arbustives qui ne sont pas utilisées à ce jour, sont planifiés pour augmenter les connaissances en lien avec les aménagements de berges végétalisés.



Figure F21.2. Projet pilote de restauration de berge au Cap-Saint-Jacques, le long de la rivière des Prairies (© Nicolas Stämpfli).

Perspectives

Alors que les études préliminaires sont finalisées pour la plupart des projets prévus, la conception détaillée sera amorcée en 2025 et la réalisation des travaux est prévue dans les prochaines années.

La conception des aménagements devra prendre en compte les changements climatiques attendus dans les prochaines décennies, dont la hausse des cotes de crues. Au Québec, ces dernières sont d'ailleurs en cours de révision en lien avec une modernisation du cadre réglementaire. Les changements climatiques influenceront aussi le régime des glaces et la sélection des espèces végétales. Nombre de parcs riverains étant constitués de remblais, la gestion des sols contaminés devra également être prise en compte. Les projets devront en outre intégrer les préoccupations de la population et des gestionnaires des parcs visés, et prévoir les besoins futurs pour l'entretien des aménagements.

Un programme de suivi sera implanté pour documenter l'évolution des aménagements et favoriser les retours d'expérience et la diffusion des connaissances. À terme, la ville de Montréal souhaite aussi développer un outil géomatique pour identifier et prioriser les besoins d'intervention sur l'ensemble des berges publiques.

Toutes ces mesures permettront d'offrir des accès améliorés à des berges plus résilientes et plus naturelles, pour amener la population à redécouvrir les milieux riverains qui l'entourent.

Financements : Fonds d'atténuation et d'adaptation en matière de catastrophe (FAAC) d'infrastructure Canada, ministère des Affaires municipales et de l'Habitation du Québec, Ville de Montréal.

Partie VII

Retours d'expérience de restaurations actives

Restauration de ripisylve en milieu urbain : exemple sur la Saône en métropole de Lyon

Philippe Baron, Julien Latrille, Lydia Hamdi Guenebaud

Le projet décrit est le renouvellement de la ripisylve de la rive gauche de la Saône le long de la promenade de Rochetaillée-sur-Saône (Rhône) et de la promenade de Fontaines-sur-Saône (Rhône), qui représente un linéaire de 3 km (Grand Lyon, 2013). Un réaménagement lourd du site a été réalisé entre 2010 et 2013 afin de le rendre plus propice à la promenade. La circulation automobile a été apaisée et un cheminement piéton a été aménagé au milieu d'espaces naturels. Il a été constaté au fur et à mesure des années qu'il y a de moins en moins d'arbres sur le site, au sein de la ripisylve, suite à des dépérissements. Sur certaines zones, la ripisylve ne se résume qu'à un seul gros sujet de *Salix alba* ou de *Populus nigra*, voire est à nu. De manière générale, la ripisylve n'est pas suffisamment large et dense pour être fonctionnelle, et la diversité de strates est insuffisante dans les zones accessibles aux promeneurs.

Ce constat est dû à plusieurs facteurs. Les travaux évoqués précédemment ont fragilisé la biodiversité présente sur le site. À la suite de cela, de nombreux usages, qui étaient à l'origine liés à un objectif du projet (promenade et jeux sur l'herbe, extension non contrôlée des terrasses des guinguettes, accès à l'eau avec piétinement des berges), se sont développés et induisent une pression anthropique quotidienne sur l'écosystème.

Le service Nature et Fleuves de la Métropole de Lyon⁴³, gestionnaire de ces espaces de nature, a vu entre 2018 et 2022 de plus en plus d'arbres dépérir, qui ont dû être abattus. Dans une deuxième phase, le projet prévoyait des mesures pour permettre la recolonisation par la végétation spontanée à la suite des travaux. Les nouveaux usages du site, et notamment de la ripisylve, empêchent cette recolonisation à cause du piétinement constant qui engendre la compaction du sol au pied des arbres. C'est pourquoi nous observons sur ces zones une ripisylve vieillissante qui peine à se renouveler.

Les résultats des diagnostics

Les essences constatées sont : le frêne commun (*Fraxinus excelsior*), le peuplier noir (*Populus nigra*), le saule blanc (*Salix alba*), le charme commun (*Carpinus betulus*), le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*), ainsi que quelques ronces (*Rubus fruticosus*), des églantiers (*Rosa canina*) et des cornouillers sanguins (*Cornus sanguinea*).

⁴³ <https://www.grandlyon.com/>

On retrouve certaines des espèces exotiques envahissantes les plus préoccupantes sur les ripisylves, comme la renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), l'ailanthe (*Ailanthus altissima*), le buddleia de David (*Buddleja davidii*) et la vigne vierge (*Parthenocissus inserta*).

Les objectifs

Les diagnostics ont permis d'identifier les objectifs principaux autour desquels construire le projet de restauration de la ripisylve. Le but est de reproduire le plus possible l'habitat naturel code Eunis « G1.221 : Grandes forêts alluviales médio-européennes », qui est un écosystème très diversifié typique des grands systèmes fluviaux comme le système Rhône-Saône. On peut retrouver de nombreuses espèces caractéristiques de ce milieu à l'amont de la promenade. C'est pourquoi l'objectif est d'essayer de restaurer l'habitat naturel G1.221 dans les zones les plus dégradées. On peut constater que 15 espèces sur 24 de l'habitat naturel de référence ont déjà été inventoriées sur la ripisylve du site.

Les méthodes

Les résultats obtenus lors du diagnostic écologique du site ont amené à construire le projet de renouvellement de la ripisylve des rives de Saône dans une perspective d'adaptation du peuplement végétal au changement climatique et de résilience de tout l'hydrosystème face à ses conséquences, et cela à différents niveaux. Le but était de comprendre comment le milieu est affecté pour trouver la meilleure façon de l'adapter.

Le principe retenu, du fait de la pression d'usage du site, mais aussi des crues qui empêchent la mise en place de barrières de défens provisoires, est l'aménagement de zones de plantation de 10 m de long, en longeant la rivière, sur 6 à 10 m de profondeur (figure F22.1). La zone étant délimitée par une cordelette fixée sur poteau en bois, les plantations sont réalisées avec des végétaux sous forme de plants forestiers ou de baliveaux en racines nues.

Les essences retenues pour les plantations sont : le peuplier tremble (*Populus tremula*), le frêne commun (*Fraxinus excelsior*), l'érable champêtre (*Acer campestre*), l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), l'aulne blanc (*A. incana*), le saule cendré (*Salix cinerea*), le saule des vanniers (*S. viminalis*), le noisetier commun (*Corylus avellana*), l'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*), le cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*), le sureau noir (*Sambucus nigra*), la viorne obier (*Viburnum opulus*) et la viorne lantane (*V. lantana*).

Les constats après plantation

Maintenir et reconstituer une ripisylve subnaturelle en contexte urbain constituent des enjeux environnementaux et sociétaux majeurs, alors que les populations ressentent de plus en plus le besoin de se ressourcer dans des espaces de nature de proximité.



Figure F22.1. Îlot de plantation le long de la Saône (© Métropole de Lyon/Julien Latrille).

Cependant, la libre évolution de la ripisylve est contrainte par la surfréquentation humaine, ce qui conduit à des adaptations de gestion en contexte urbain. Dans notre cas, en raison de la difficulté à régénérer les arbres naturellement, il est devenu nécessaire de procéder à des plantations tout en imitant la dynamique naturelle. Ainsi, le suivi après plantation nécessite une attention particulière et un taux de remplacement élevé, du fait des crues, des dégradations humaines et de la consommation par le castor. Les arbres ayant repris (environ 80 % de reprise) se développent correctement pour le moment. Après deux saisons de plantation, les jeunes baliveaux de 100 à 150 cm à la plantation mesurent actuellement 175 à 200 cm. Nous ne réalisons pas d'intervention sur la strate herbacée.

Référence bibliographique

Grand Lyon, 2013. Balade au cœur de la nature. Livret d'exposition, 28 p. https://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/media/pdf/environnement/parcs/20180222_rivesdesaone_guide-biodiversite.pdf

Retrouver la fonctionnalité des ripisylves rhodaniennes, entre réactivation des processus naturels et végétalisation

Christophe Mora, Stéphane Guérin, Christophe Moiroud, Nicolas Rabin

L'héritage d'un fleuve aménagé

Initialement d'une morphologie diversifiée, le Rhône a été fortement aménagé au cours des deux derniers siècles. Dès la fin du XIX^e siècle, des aménagements (dits « Girardon ») sont réalisés pour concentrer les écoulements dans un chenal unique afin d'améliorer la navigation (digues, tenons, épis). Sur la seconde moitié du XX^e siècle, des ouvrages hydroélectriques (barrages, canaux et usines, implantés en série tout le long du fleuve) dérivent l'essentiel des débits. Ces aménagements ont conduit à une simplification morphologique, à un blocage de la mobilité latérale et à un atterrissement des annexes fluviales (Riquier, 2015 ; Seignemartin, 2020). La forêt alluviale à bois tendre et ses zones humides sont progressivement remplacées par des essences à bois dur, moins connectées à la nappe alluviale et dégradées (faible régénération, développement des espèces invasives).

Dans les années 1990, un programme de restauration écologique du Rhône est lancé par la Compagnie nationale du Rhône (CNR), concessionnaire du fleuve, et ses partenaires (agence de l'eau, scientifiques, services de l'État, collectivités, gestionnaires, associations). Il se concentre sur une restauration des milieux naturels par l'augmentation des débits réservés, et sur des rajeunissements de bras morts par curage. À partir des années 2010, le programme évolue et s'intéresse à la dynamique fluviale afin de favoriser des processus d'érosion et de dépôts sédimentaires (Gaydou, 2013). Les opérations concernent la suppression des ouvrages Girardon (figure F23.1), la réouverture des bras secondaires et les réinjections sédimentaires.

Les premiers chantiers ont été déployés à grande échelle sur les secteurs de Donzère-Mondragon (Drôme-Vaucluse) et de Cornas (Ardèche) à partir de 2018. Les réflexions autour de la végétation ont conduit à des interventions différenciées.

Des interventions à différentes échelles au service de la restauration écologique

Non-intervention sur les secteurs redynamisés

Si les opérations des années 2000 étaient très interventionnistes au sujet de la végétation, le retour des processus morphodynamiques pose l'hypothèse de retrouver des conditions favorables pour la régénération naturelle des espèces

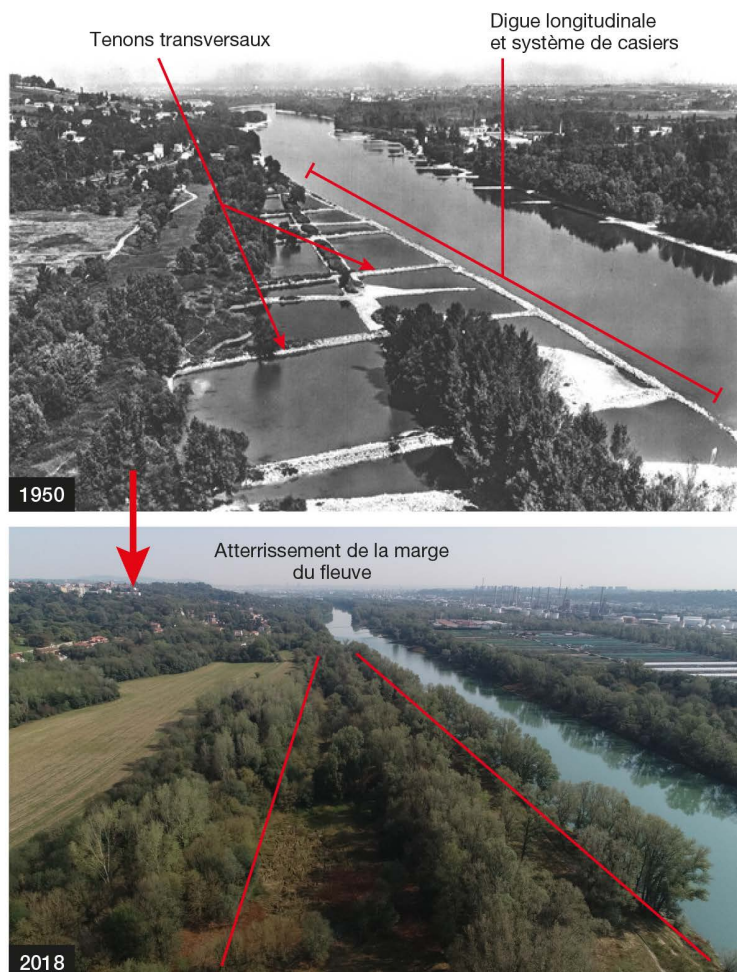


Figure F23.1. Évolution des aménagements Girardon sur le Rhône de Pierre-Bénite, 1950-2018 (© CNR/Garage productions).

alluviales, et notamment des Salicacées. Par exemple, sur le site de Cornas, tous les aménagements Girardon ont été démantelés en 2019. Les espaces ainsi libérés présentent des caractéristiques favorables à la régénération naturelle des espèces pionnières, et notamment des saulaies arbustives (figure F23.2). Le principe retenu est la non-intervention. Le retour d'une altitude du sol proche de la ligne d'eau au débit réservé expose ces zones à un remaniement des matériaux de surface par les crues, particulièrement favorable à la germination des Salicacées. Ainsi, après l'apparition des espèces pionnières annuelles puis des vivaces clonales, le site semble se stabiliser sur des peuplements arbustifs à bois tendre. Le retour sur le fleuve de ces formations végétales typiques des plaines alluviales signe le renouveau de la fonctionnalité des milieux (Janssen *et al.*, 2022).

Cicatrisation des espaces perturbés en phase de chantier

La réalisation des travaux, et notamment le démantèlement des ouvrages du XIX^e siècle, induit un déboisement préalable potentiellement important. Dans un souci de compensation, les secteurs dégradés situés à l'écart des processus naturels de rajeunissement sont reboisés. Ainsi, la reconstitution de la ripisylve et la cicatrisation des pistes de chantier se sont faites avec un cortège d'espèces mésophiles de la forêt à bois dur (érables, tilleuls, frênes, ormes) afin de réimplanter des semenciers. Pour la végétalisation des zones de chantier, le choix s'est porté sur l'installation de bosquets d'environ 100 m² et de haies d'arbres mésophiles (baliveaux et cépées) et hygrophiles (pieux de Salicacées), complétée de plantations arbustives diversifiées (figure F23.3). Des arrosages durant la période estivale ont été nécessaires pour assurer une très bonne reprise. La présence de vignes ensauvagées sur certaines zones a induit une mortalité par étouffement. Des essais d'arrachage des pieds de vigne avant la plantation doivent être testés prochainement. Les secteurs sont dorénavant laissés en libre évolution, et présentent un bon développement des individus implantés ainsi qu'une colonisation spontanée par des arbustes.

Intervention sur les foyers de renouées du Japon

Dans le cas de populations denses de renouées sur des surfaces importantes, l'objectif est de recréer une strate arborée de saulaie-peupleraie. Le bouturage de pieux de saule blanc et de peuplier noir (diamètre minimal de 8 cm, hauteur de 4 à 5 m enfoncés aux deux tiers) permet d'installer rapidement une canopée au-dessus de la renouée. La plantation profonde permet de s'affranchir des conditions xérophiles de la surface. Une densité importante (espacement maximal de 5 m) est nécessaire pour créer un ombrage efficace. Avec un recul de six ans, cette technique permet de passer outre le blocage des successions végétales par les renouées. La vigueur des Salicacées est telle qu'il a été possible de prélever des pieux pour végétaliser un autre site après seulement trois ans.



Figure F23.2. Colonisation spontanée de dépôts sédimentaires par les Salicacées sur une zone de démantèlement d'ouvrage (Cornas, février 2024) (© CNR/Christophe Mora).



Figure F23.3. Plantation de Salicacées au sein des massifs de renouées (Grange écrasée, octobre 2023) (© CNR/Christophe MORA).

Des enseignements et des acquis

Dans le contexte du réchauffement climatique, le choix des modalités de plantation est défini en fonction des conditions mésologiques de chaque secteur, et notamment :

- hauteur du terrain par rapport à la ligne d'eau du Rhône ;
- épaisseur de sédiments fins déposés sur le plancher alluvial graveleux.

Une hauteur de sédiment limono-sableux importante permet d'implanter avec succès des végétaux sur des hauteurs de berge de près de 3 m par rapport à la ligne d'eau au débit réservé. Dans le cadre d'un sol plus graveleux, le transfert d'eau de la nappe alluviale vers la surface est limité et réduit fortement le succès des plantations.

L'utilisation des macropieux et la technique de compétition interspécifique par les Salicacées permettent de réinstaller des forêts à bois tendres sur des secteurs perchés, colonisés par les espèces exotiques envahissantes et n'offrant plus de conditions propices à la régénération naturelle.

La CNR fait évoluer ses pratiques au fil des retours d'expérience acquis depuis vingt ans. Ainsi, le choix a été fait de ne plus installer de gaines de protection contre l'abroustissement afin de limiter la création de déchets. Seules les plantations à proximité de la ligne d'eau ont subi des dégâts (castors), cependant les facultés de rejet des saules et des peupliers ont permis aux arbres de continuer leur développement. De plus, la priorisation des végétaux labélisés « végétal local » est désormais systématique. Cela garantit la mise en place d'espèces autochtones adaptées aux milieux et n'en perturbant pas la diversité génétique (voir chapitre 9).

Des observations aux questions : les prochains défis

Sur certains sites, les espèces mésophiles ont subi une inondation printanière assez longue qui a occasionné de la mortalité. Ces dernières, placées sur des zones limono-argileuses très peu filtrantes, ont probablement souffert d'asphyxie racinaire en période de démarrage de la végétation. Une meilleure prise en compte des conditions édaphiques (sondages pédologiques) devrait permettre de limiter ces problèmes.

Le programme de restauration écologique du Rhône offre, sur certains sites, des enjeux de mutation d'occupation du sol sur des surfaces conséquentes présentant des opportunités de réinstallation de boisements alluviaux fonctionnels. L'utilisation de techniques permettant l'implantation de végétaux autochtones adaptés au stress hydrique, la limitation du développement des espèces invasives et le respect d'une logique bas carbone (provenance des végétaux, travail du sol, transport, entretien) constituent un défi conséquent à l'heure de l'avènement des solutions fondées sur la nature. Des essais de travail du sol en vue de favoriser la germination des Salicacées sur les terrasses hautes sont également en réflexion.

Enfin, plus globalement, de nombreuses questions subsistent sur l'effet des travaux de démantèlement des ouvrages du XIX^e siècle et de réouverture de bras secondaires sur les boisements rivulaires. Si les retours d'expérience montrent des effets bénéfiques sur les successions végétales locales, l'approche à une plus grande échelle spatiale et temporelle reste plus complexe. Dans le cadre de la mise en place d'un suivi opérationnel de la restauration du fleuve, la CNR et ses partenaires scientifiques travaillent notamment à la recherche d'indicateurs de cette évolution, allant de la connectivité à la nappe jusqu'à la diversité des espèces animales inféodées à la ripisylve, en interrogeant également l'utilité sociale à laquelle doivent répondre les projets. À plus long terme, l'identification de trajectoires d'évolution pourra être mise en perspective pour de grands changements à venir.

Références bibliographiques

- Gaydou P., 2013. Schéma directeur de réactivation de la dynamique fluviale des marges du Rhône. Rapport de synthèse, Observatoire des sédiments du Rhône, UMR 5600 EVS, Lyon, 97 p.
- Janssen P., Piégay H., Évette A., 2022. The taxonomic structure but not the functioning of riparian herbaceous communities varies with hydrological conditions on a large, highly regulated river: evidence from a 2-year replicated study. *Ecohydrology*, 15 (3), e2405. <https://doi.org/10.1002/eco.2405>
- Riquier J., 2015. Réponses hydrosédimentaires de chenaux latéraux restaurés du Rhône français : structures spatiales et dynamiques temporelles des patrons et des processus, pérennité et recommandations opérationnelles. Thèse de doctorat, géographie, université Lumière, Lyon-2, 293 p.
- Seignemartin G., 2020. Évolution contemporaine des « casiers Girardon » du Rhône : approche géohistorique à partir d'indicateurs morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques. Thèse de doctorat, géographie, université Lumière, Lyon-2, 361 p.

Restauration de milieux alluviaux sur la Dordogne : l'ancienne gravière de Gaule

Olivier Guerri, Frédéric Moinot

Dans les départements du Lot, de la Dordogne et de la Gironde, le fonctionnement de la rivière Dordogne est impacté par les activités humaines, dont les aménagements hydroélectriques (altération des flux liquides et solides), les travaux passés d'extraction en lit mineur (déficit sédimentaire) et les ouvrages de protection de berge (Boutault, 2020).

La Dordogne présente désormais un lit peu mobile à chenal principalement unique. Durant les cinquante dernières années, les principales évolutions de son lit se sont essentiellement développées dans une dimension altitudinale prononcée (incision généralisée) et longitudinale altérée (émergence de bancs de convexité et progression vers l'aval de certains bancs et îlots, voir chapitre 5).

L'enfoncement du lit a induit un assèchement du sol et un vieillissement accéléré des formations végétales riveraines à travers trois tendances :

- une évolution rapide vers des boisements à bois durs (ormes-frênaies puis chênaies-charmaies) ;
- une augmentation de la superficie forestière alluviale, une fixation des sols et une fermeture de la rivière par la végétation (effet de couloir) ;
- une diminution de la variété des habitats du fait du comblement ou de la déconnexion des annexes hydrauliques.

Le programme LIFE Rivière Dordogne⁴⁴ vise à conserver et restaurer des milieux naturels rares et menacés de la rivière Dordogne. Des travaux écologiques sont menés par Epidor (Établissement public territorial du bassin de la Dordogne) en lien avec les partenaires institutionnels et techniques pour restaurer les fonctions naturelles de bras morts, de secteurs de berges enrochées et d'anciennes gravières. C'est dans ce cadre que le projet de restauration morpho-écologique de la couasne (bras mort) de Gaule a été réalisé (Biotec, 2022 ; Debiais et Huyghe, 2011).

Description du site et du projet

Le site de l'ancienne gravière de Gaule est situé en rive gauche de la Dordogne, sur les communes de Veyrignac et de Carsac-Aillac (Dordogne). Le site s'étend

⁴⁴ Conservation et restauration écologique de la rivière Dordogne et de son patrimoine naturel. LIFE Rivière Dordogne. <https://life-dordogne.eu/>

sur 13 ha avec des formes profondément modifiées par l'exploitation historique des granulats. Avant les travaux de restauration, il comportait un vaste bras mort, approfondi par les dragages, et trois anciens bassins d'extraction (figures F24.1 et F24.2). L'objectif du projet est d'y réhabiliter les milieux fonctionnels d'intérêt communautaire constitutifs des ripisylves selon la directive Habitats (Biotec, 2022). Un inventaire des enjeux de la faune, de la flore et des habitats présents a été réalisé avant intervention :

- les saulaies et peupleraies (Hab. Prioritaire 91E0-1, 2 et 3). Il s'agit de boisements pionniers représentés par des peupleraies noires et des saulaies blanches en mosaïque, exclusivement présentes sur un « jeune » atterrissement d'îlot déconnecté de la couasne de Gaule en partie aval. Leur état de conservation est jugé bon. Il sera conservé et servira de point d'appui au lancement de nouvelles trajectoires ;
- les forêts à bois dur riveraines des grands fleuves (H. 91F0-3). Il s'agit d'une variante dégradée marquée par la présence d'espèces exotiques envahissantes telles que l'érable négondo (*Acer negundo*), le solidage géant (*Solidago gigantea*), les asters américains du genre *Symphyotrichum* et le robinier (*Robinia pseudoacacia*) ;
- les végétations pionnières hygrophiles des grèves (H. 3270/3130). L'habitat est considéré dans un état de conservation « défavorable mauvais » (DocOb ; Epidor, 2013) et est très peu présent sur site ;

- les mégaphorbiaies hygrophiles (H. 6430). L'habitat est représenté par des ourlets fluviaux et des ourlets internes en lisières des boisements. Peu présent sur le site, l'état de conservation est « défavorable mauvais » (DocOb ; Epidor, 2013) avec colonisation par les espèces exotiques envahissantes (ex. : asters américains, solidage géant). Les propositions d'aménagements ont avant tout cherché à répondre aux objectifs suivants :

- veiller à inscrire le projet du site en « résonance » avec les sites à proximité (couasne de Carsac-Aillac et ancienne gravière de Veyrignac) dans une dynamique hydrosédimentaire fonctionnelle, permettant la régénération naturelle à l'échelle du paysage au gré des crues ;
- viser une hétérogénéité des conditions d'humidification des sols et trouver un équilibre entre milieux ouverts et fermés. Il s'est donc avéré indispensable de maintenir des surfaces rapidement submersibles (pour concurrencer les espèces invasives sur les milieux de transition et pour augmenter significativement la mosaïque d'habitats) et des terrasses inondées ;
- éviter la remise en cause des milieux/espèces protégées et/ou présentant un intérêt (travailler à éviter plutôt que compenser) ;
- chercher à valoriser les rémanents de coupes et à réutiliser les produits de déblai sur le site.

2022 : les travaux de terrassement

Ils visent à atteindre les objectifs fixés précédemment, et en particulier :

- la création d'un bras secondaire actif en réutilisant le tracé et les formes de l'ancien bassin d'extraction ;

- l’abaissement ciblé de la cote des terrains pour favoriser les débordements et l’humidification plus régulière des sols en visant des débordements pour des débits de l’ordre de 3 fois le module ;
- le réemploi des matériaux issus du site pour combler une large partie des anciens bassins d’extraction par un travail de terrassement en remblai ;
- le réemploi des matériaux issus du site pour diversifier le bras mort, pour assurer la mise en scène d’une vaste risberme (talus de protection) et ainsi diversifier les profils de berges en proposant des hauts-fonds en périphérie de l’ancien bras qui avait subi un dragage. Ces hauts-fonds sont aussi propices à l’installation d’habitats amphibies (H. 3130).



Figure F24.1. Site de l’ancienne gravière de Gaule avant travaux, avril 2022 (© Epidor).



Figure F24.2. Site de l’ancienne gravière de Gaule après travaux, octobre 2023 (© Epidor).

2023 : les travaux de végétalisation et de mise en scène de l'espace

Les travaux de végétalisation après terrassement ont comporté les interventions suivantes :

- non-intervention sur les grèves colonisées naturellement (sur 30 000 m²) ;
- ensemencement d'une partie des surfaces travaillées et exondées pour des débits supérieurs au module afin de lutter contre le risque de colonisation par des espèces invasives (sur 1100 m²) ;
- plantations d'hélophytes, de boutures de Salicacées et de jeunes plants sur des endroits ciblés (sur 2700 m²), en particulier en transition avec les milieux maintenus en l'état en vue de favoriser la création d'espaces dits « de lisières » (essences indigènes prélevées localement et adaptées) ;
- opérations de mise en scène de l'espace par l'agencement de souches, de troncs couchés en vue de la reconstitution d'une diversité structurale au droit de l'espace réaménagé (sur 25 000 m²).

Gestion et entretien

Si les choix d'aménagements (travaux forestiers et de terrassement) et de végétalisation (choix des espèces, leur densité, leur répartition) ont été planifiés de manière à ce qu'un entretien minimal soit nécessaire, ce dernier s'avère indispensable pour garantir le développement des plantations et des surfaces ensemencées et contrôler le développement de plantes indésirables (ex. : rejets de souches ou plantules d'érable négondo, rejets de renouée, émergence/reprise de jussie et de concombre anguleux).

Avancées significatives

Le travail de terrassement sur la topographie des terrains, en fonction de débits spécifiques, s'avère un élément clé pour favoriser des formations alluviales de qualité – régénération naturelle par des cohortes de peuplier noir (*Populus nigra*) – et concurrencer les espèces invasives (notamment l'érable négondo).

Les travaux ont été très bénéfiques aux milieux alluviaux pionniers. Les habitats de gazons amphibies annuels ont notamment bien progressé le long des berges exondées des bras. La maîtrise foncière des espaces inondables autour du cours principal de la rivière est une condition majeure pour la restauration morphologique et le développement de formations alluviales de grandes surfaces.

Au-delà de la restauration de ces milieux et d'une fonctionnalité naturelle, ce site participe à fournir et améliorer de nombreux services écosystémiques (ex. : auto-épuration de l'eau, ressource piscicole, aménité paysagère, espace d'épanchement des crues, biodiversité). Par exemple, il a été évalué que le site, avec ses 13 ha de milieux humides restaurés, participait à éviter des coûts de dénitrification de l'eau à hauteur de 12 000 €/ha/an, soit 156 000 € de coûts évités par an pour ce seul site (VertigoLAB, 2024).

Critiques, perspectives

La question est de savoir comment évoluera dans le temps la mosaïque d'habitats suite aux travaux. En effet, ces travaux ne règlent pas les causes du manque de dynamisme alluvial de la Dordogne ; ces milieux vont évoluer vers un stade plus mature et probablement moins diversifié dans quelques années. Le maintien des suivis écologiques de ce site permettra de répondre à cette question. Ces milieux sont de plus menacés par les plantes exotiques envahissantes, qui, pour la grande majorité du temps, sont impossibles à éradiquer au regard de leur nombre élevé sur la Dordogne et même, pour certaines, à contenir. Au regard de cette expérience, l'utilité des travaux n'est plus à démontrer sur le court terme. Le remaniement du substrat et la création de banquettes plus ou moins exondées sont profitables. Les travaux permettent aussi de renouveler le stock de graines des espèces autochtones dans le sol.

Un travail de suivi des secteurs à végétalisation spontanée par rapport à des secteurs ayant fait l'objet d'ensemencements ou de plantations permettra d'évaluer l'intérêt de ces derniers ou de laisser faire la nature dans de tels chantiers de restauration écologique.

Références bibliographiques

- Biotec, 2022. Projet de restauration environnementale sur la rivière Dordogne, cas de la couasne de Gaule, commune de Veyrignac (24). Dossier de déclaration au titre des articles L. 214-1 à 6 du Code de l'environnement. Epidor, Castelnau-Laud-La-Chapelle, 79 p. [https://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/21.005-a-dr_\(dossier_d%C3%A9claration_lse\).pdf](https://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/21.005-a-dr_(dossier_d%C3%A9claration_lse).pdf)
- Boutault F., 2020. Étude de l'impact cumulé des facteurs d'anthropisation sur la Dordogne moyenne et préconisations en vue de la restauration écologique du cours d'eau. Thèse de doctorat, université Jean-Moulin, Lyon-3, 213 p.
- Debiais N., Huyghe G., 2011. Schéma directeur de gestion du lit mineur (et ses marges) de la Dordogne entre Girac et le barrage de Mauzac. Biotec, Epidor, 118 p. https://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/berges_girac_mauzac_synthese.pdf
- Epidor, 2013. Document d'objectifs du site Natura 2000 FR7200660 « La Dordogne en Aquitaine ». Epidor, Castelnau-Laud-La-Chapelle, 199 p. https://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/docob_vall%C3%A9_dordogne_aquitaine-tome1sur5.pdf
- VertigoLAB, 2024. Rapport d'évaluation des services économiques, sociologiques et écosystémiques actuels fournis par les milieux naturels de la rivière Dordogne. VertigoLab, Bordeaux, 104 p. https://life-dordogne.eu/wp-content/uploads/2024/03/ActionA7_EvaluationEconomique_VertigoLab_Livrable1.pdf

Restaurer le fonctionnement alluvial de la Réserve naturelle de l'île du Rohrschollen, Strasbourg

David Eschbach, Laurent Schmitt

Le Rhin est l'un des fleuves les plus aménagés d'Europe, en particulier dans sa partie méridionale, entre Bâle et Iffezheim. Dans cette région, les travaux d'aménagement ont commencé vers le milieu du XIX^e siècle et se sont poursuivis jusqu'au XX^e siècle. En moins de cent cinquante ans, le paysage du Rhin a été profondément modifié. Les réseaux de chenaux multiples, en tresses et en anastomoses, ont progressivement disparu, remplacés par un chenal unique.

La forêt riveraine, autrefois caractérisée par des stades pionniers à bois tendre (saules, peupliers noirs), a évolué vers des forêts matures à bois dur (ormes, chênes, frênes, etc.). Près de 90 % des milieux naturels rhénans ont été transformés en terres agricoles, en zones industrielles ou portuaires. Aujourd'hui, de rares lambeaux de forêts alluviales persistent le long de la bande rhénane. C'est le cas de la Réserve naturelle nationale de l'île du Rohrschollen⁴⁵.

Située à 8 km au sud-est de la ville de Strasbourg, l'île a subi d'importantes modifications, notamment sur le plan fonctionnel : perte de dynamique hydrologique, déconnexion du rythme naturel du fleuve, arrêt des processus d'érosion-dépôt favorables à la diversification et au maintien des habitats alluviaux typiques de la bande rhénane.

Dans ce contexte, un ambitieux projet a été réalisé en 2013 afin de restaurer la dynamique alluviale et de recréer le fonctionnement naturel d'une forêt riveraine d'un grand fleuve.

Description du projet

Le projet de l'île du Rohrschollen repose sur la restauration d'une dynamique de crues contrôlées, une approche innovante visant à simuler les effets des crues naturelles, tout en tenant compte des contraintes liées à l'exploitation du Rhin.

Pour cela, un ouvrage hydraulique a été construit dans la partie amont du site, permettant de réinjecter de l'eau à partir du canal d'Alsace. Ce système

⁴⁵ Ville et Eurométropole de Strasbourg, Réserve naturelle, Île du Rohrschollen. <https://reserves-naturelles.strasbourg.eu/ile-du-rohrschoellen/>

permet de prélever des débits variables en fonction des fluctuations hydrologiques naturelles du fleuve, recréant ainsi des crues saisonnières basées sur une dynamique naturelle.

Ce dispositif est complété par la création d'un chenal qui reconnecte un ancien bras secondaire du Rhin à la dynamique du fleuve. Creusé dans le substrat naturel de l'île et volontairement sous-dimensionné, ce chenal favorise les débordements et génère des submersions dynamiques, essentielles à la réactivation des processus hydromorphologiques (figure F25.1).

Avancées significatives

Depuis le début des opérations en 2013, des résultats encourageants ont été observés sur le plan écologique. La mise en place de submersions dynamiques a permis de restaurer les processus hydromorphologiques sur une grande partie du nouveau linéaire. Une diversification des habitats (bancs vifs, érosion latérale, hétérogénéité des faciès d'écoulement) a été constatée sur l'ensemble de la zone, y compris le bras secondaire désormais reconnecté (encoche d'érosion, refuge thermique; Eschbach *et al.*, 2018b).

De plus, le suivi scientifique, mené conjointement par les équipes de recherche et les gestionnaires du site, a démontré l'efficacité des submersions dynamiques dans la restauration des habitats alluviaux typiques de la bande rhénane (Eschbach *et al.*, 2017 ; 2018a).

Le succès du projet repose principalement sur son principe d'action simple : favoriser la diversité globale en ne contrôlant qu'une seule variable suivant une approche adaptative : l'eau. Celle-ci devient alors l'acteur principal de la diversification et du renouvellement des habitats. Le rôle des gestionnaires se limite à observer et évaluer les effets de cette régulation naturelle, sans avoir à intervenir directement sur les autres processus écologiques.

Critiques, perspectives

Malgré des résultats encourageants, le projet de restauration de l'île du Rohrschollen soulève plusieurs questions en matière de durabilité, de coûts et d'adaptation au changement climatique.

Bien que les investissements initiaux aient été couverts par des financements européens et des subventions publiques, les coûts de maintenance restent à la charge du gestionnaire. De plus, la technicité des infrastructures requiert des compétences spécialisées et, sur le plan fonctionnel, il sera bientôt nécessaire de procéder aux premières recharges sédimentaires.

L'adaptation aux impacts du changement climatique, notamment l'évolution des régimes de précipitations et des débits fluviaux, constitue également un enjeu majeur. La continuité du suivi scientifique et une gestion adaptative seront indispensables pour garantir la pérennité des résultats obtenus.

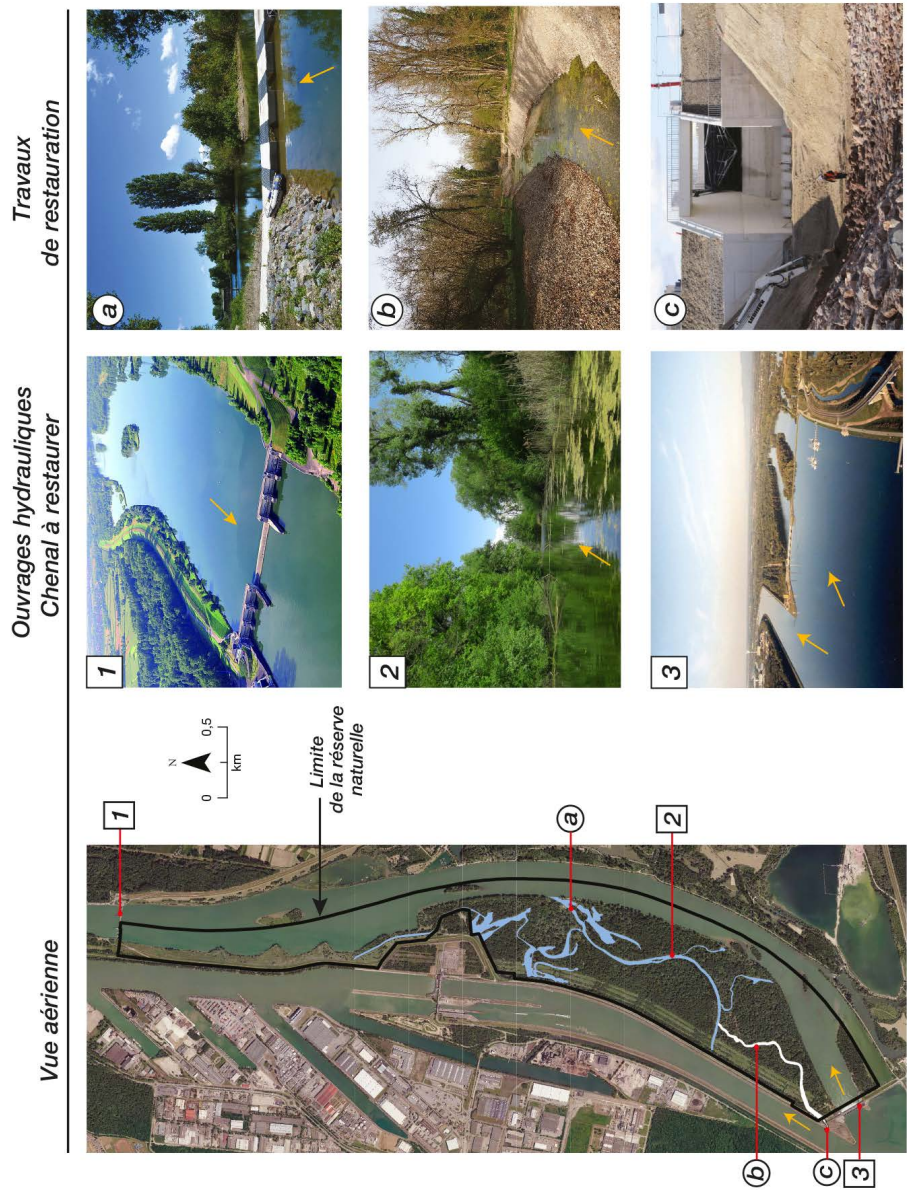


Figure F25.1.

La réserve naturelle de l'île du Rohrschollen :
1) barrage agricole de Kehl-Strasbourg;
2) bras secondaire du Rhin déconnecté par les aménagements;
3) barrage de dérivation du Rhin. Le projet de restauration a nécessité l'installation d'une prise d'eau amont (a), le creusement d'un chenal de connexion (b) et la création de l'ouvrage de restitution (c) (d'après Eschbach, 2017).

Le potentiel de transposition de cette approche est élevé, mais il pose un défi important, en particulier sur les fleuves et rivières fortement anthropisés, où les lits majeurs sont soumis à des pressions urbaines. Pourtant, c'est dans ces mêmes zones que la restauration de la fonctionnalité alluviale et le développement des services écosystémiques sont les plus prometteurs.

Remerciements : ce projet a bénéficié du soutien de l'Union européenne *via* le programme LIFE Nature, ainsi que de divers partenaires institutionnels et scientifiques.

Références bibliographiques

- Eschbach D., 2017. Trajectoire temporelle et monitoring hydro-morphologique d'une anastomose rhénane restaurée : le Bauerngrundwasser dans l'île du Rohrschollen (Strasbourg, France). Thèse de doctorat, université de Strasbourg, 233 p.
- Eschbach D., Schmitt L., Lonchamps F., 2018a. Restauration fonctionnelle des habitats alluviaux dans la Réserve naturelle de l'île du Rohrschollen. *In Situ*, 6, 4 p. https://zaeu-strasbourg.eu/wp-content/uploads/2018/06/N6_Rohrschollen-2.pdf
- Eschbach D., Piasny G., Schmitt L., Pfister L., Grussenmeyer P. *et al.*, 2017. Thermal-infrared remote sensing of surface water-groundwater exchanges in a restored anastomosing channel (Upper Rhine River, France). *Hydrological Processes*, 31 (5), 1113-1124. <https://doi.org/10.1002/hyp.11100>
- Eschbach D., Schmitt L., Imfeld G., May J.H., Payraudeau S. *et al.*, 2018b. Long-term temporal trajectories to enhance restoration efficiency and sustainability on large rivers: an interdisciplinary study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (5), 2717-2737. <https://doi.org/10.5194/hess-22-2717-2018>

3^e correction du Rhône. Mesure anticipée des îles des Clous, Suisse

Romain Pitra

Localisation et contexte

Le projet de 3^e correction du Rhône prévoit un aménagement complet du fleuve afin de protéger les personnes et les biens contre les inondations et de revitaliser ses milieux naturels. Sur certains tronçons, le fleuve est élargi au-delà de la largeur strictement nécessaire à la sécurité afin de redonner l'espace nécessaire aux développements des milieux et forêts alluviales. C'est le cas de la forêt des îles des Clous, qui s'étend sur les communes d'Yverne et de Vouvry (cantons de Vaud et du Valais). Dans le cadre des mesures développées dans le projet de 3^e correction du Rhône, un projet spécifique concerne ce secteur, nommé « Mesure anticipée des îles des Clous » (MAIC; figure 26.1).

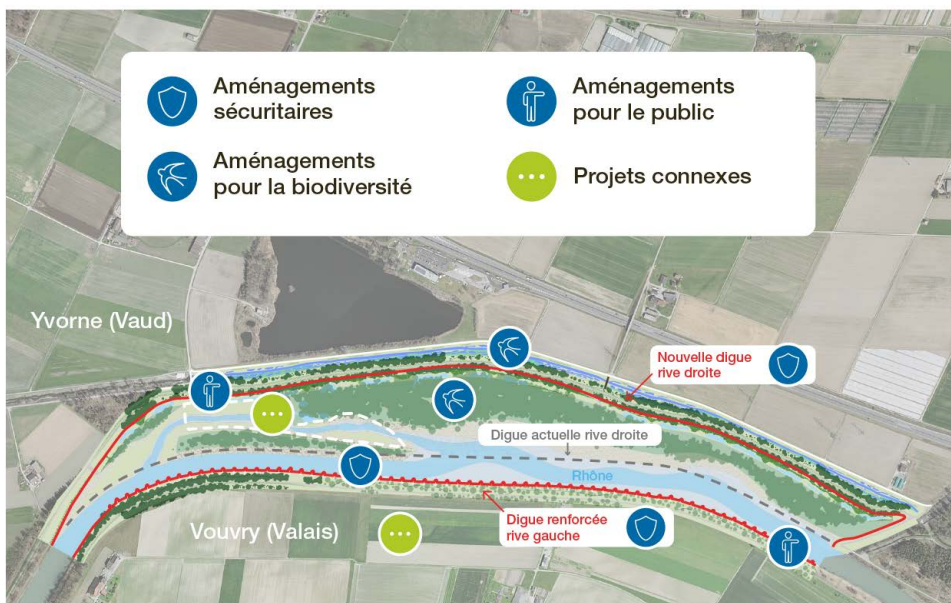


Figure F26.1. Détails des mesures (MAIC) sur le secteur des îles des Clous (©Didwedo SARL).

La forêt des îles des Clous borde le Rhône en rive droite et est classée « zone alluviale d'importance nationale » (ZAIN). Ce secteur fait donc partie des enjeux

environnementaux majeurs du projet, concerné, d'une part, par le défrichement relatif à l'implantation des nouveaux ouvrages et, d'autre part, par sa reconnexion au Rhône comme forêt alluviale.

Au sein du périmètre de la MAIC, la forêt est présente en bordure du Rhône à la fois sous la forme de cordons boisés et, en rive droite, sous la forme de grands peuplements de bois dur. Ces derniers constituent un vaste massif forestier, relique d'une forêt alluviale bien plus étendue qui occupait la plaine avant la 1^{re} correction du Rhône (1863-1894).

Le projet, qui prévoit la revitalisation de cette zone alluviale, est le plus important répertorié dans l'historique des travaux de cours d'eau réalisés en Suisse romande; le montant estimé des travaux s'élève à 100 millions de francs suisses, soit 106 millions d'euros (DGE, SDANA, 2022; GRC 2022; GRC, Drosera, 2022).

Description

Pour atteindre les objectifs environnementaux, sécuritaires et socio-économiques visés par le projet, un plus grand espace doit être mis à disposition du cours d'eau. En rive droite, le Rhône est longé par la forêt des îles des Clous, aujourd'hui déconnectée du cours d'eau. En rive gauche, le secteur est exploité en agriculture intensive. Pour les raisons suivantes, c'est sur cette rive droite que l'élargissement du fleuve est projeté (figure 26.2) :

- intérêt écologique : restauration de la dynamique alluviale de la forêt ;
- contrainte légale : le périmètre cadastré en ZAIN se trouve en rive droite et doit être intégré dans son intégralité ;
- intérêt économique : le rendement des surfaces agricoles ainsi préservées en rive gauche est supérieur à celui de l'exploitation forestière possible dans la forêt des îles des Clous ;
- logique d'équilibre : l'élargissement du Rhône dans le massif du Chablais⁴⁶ doit atteindre un objectif d'emprise et de surface dédiée à la nature. Les forêts bordant le Rhône sont ciblées dans ce but afin, d'une part, d'optimiser leur potentiel et leur rendre leur fonction alluviale et, d'autre part, de préserver les surfaces bâties et exploitées par l'agriculture.

Sur les 162 km de Rhône concernés par la 3^e correction (Canton de Vaud, 2016), la forêt de la MAIC fait partie des quatre zones alluviales d'intérêt national (ZAIN) présentes sur le territoire helvétique. Cette classification représente une base légale puissante qui vise à ce que, sur ces zones, chaque canton mette en œuvre des actions de revitalisation avec l'obligation de traiter l'intégralité de la superficie concernée. La zone alluviale actuelle présente une surface de 38,3 ha.

⁴⁶ État de Vaud. Le projet Rhône 3 dans le Chablais. <https://www.vd.ch/environnement/eaux/lacs-et-cours-deau-espace-reserve-aux-eaux-cheminement-entretien-amenagement-hydrologie/le-projet-rhone-3-dans-le-chablais>

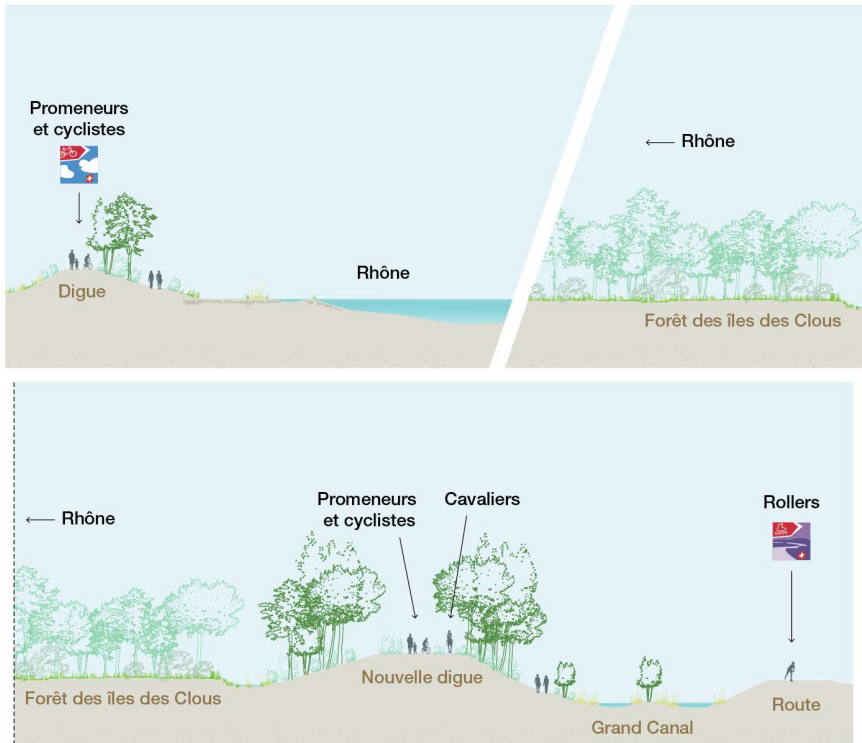


Figure F26.2. Schéma général du nouvel aménagement du secteur des îles des Clous, présentant les enjeux environnementaux, sécuritaires et socio-économiques (© Didwedo SARL).

Actuellement, la forêt de la MAIC est déconnectée du Rhône, séparée par une digue construite lors de la 1^{re} correction du Rhône. Parmi les enjeux principaux de la MAIC, figurent la reconnexion de la forêt avec le Rhône par la démolition partielle de cette digue et la création d'encoches creusées dans la rive droite pour amorcer la reconquête de ces espaces par le Rhône.

Une ancienne décharge est présente dans l'emprise du projet, dans la forêt. Il s'agira alors d'excaver et d'évacuer ces déchets pour assainir le milieu naturel. Cette opération représente 20 % du coût total estimé des travaux.

Certaines espèces protégées liées aux milieux lenticques ont été répertoriées dans la forêt. Au fur et à mesure de la reconnexion alluviale, ces milieux vont évoluer vers des milieux dynamiques. L'enjeu consiste alors à aménager ce site de façon à ce que ces espèces puissent subsister au fil de la transition et recoloniser les nouveaux milieux formés naturellement par la dynamique alluviale. Des milieux sont aménagés en dehors de l'emprise pour que ces espèces trouvent refuge pendant et juste après les travaux.

Dans la plaine du Rhône chablaisien, la forêt des îles des Clous est un des derniers grands massifs boisés, il représente un terrain de promenade très apprécié par de nombreux promeneurs, cyclistes et cavaliers. La forte fréquentation du site a

donné lieu à un réseau dense de sentiers, développés au fil des pas. La prise en compte de ces usages est un enjeu fondamental pour la bonne acceptation du projet sur le territoire.

L'exploitation actuelle de cette forêt alimente principalement la filière bois énergie. Après travaux, cette pratique ne pourra pas être maintenue, sauf pour les rémanents de coupes liés strictement à l'entretien des milieux.

Critique, perspectives

Les phases réglementaires et de mise en enquête publique sont terminées. Les études d'exécution et le démarrage des travaux sont envisagés courant 2025 pour une durée estimée à trois ans.

Malgré une perte inévitable des milieux forestiers de type « bois dur », une rapide augmentation de la valeur alluviale du périmètre est projetée après la réalisation du projet. Il y aura un net gain pour les écosystèmes buissonnants alluviaux et les écosystèmes alluviaux de bois tendre.

De nombreux paramètres relativement bien maîtrisés permettent d'imaginer la possible évolution de cette forêt alluviale. Néanmoins, pour un projet d'élargissement de si grande envergure, il reste complexe d'anticiper avec exactitude le comportement des boisements de la MAIC. Plusieurs années seront nécessaires à la nature pour retrouver une forme d'équilibre, et conclusions et apprentissages pourront alors en être tirés.

Références bibliographiques

Canton de Vaud, 2016. Plan directeur sectoriel 3^e correction du Rhône Vaud. Département du territoire et de l'environnement, Direction générale de l'environnement, Division ressources en eaux et économie hydraulique, Lausanne, 36 p. https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/DIRNA_EAU/R3/Plan_directeur_sectoriel_R3.pdf

DGE, SDANA, 2022. 3^e correction du Rhône. Mesure anticipée îles des Clous. Enquête publique : décembre 2022. DGE et SDANA, Lausanne et Sion, 20 p. <https://indd.adobe.com/view/fb4bf0e5-d8ef-4db8-a885-c77d374c55b9>

GRC Groupement Rhône Chablais, 2022. Mesure anticipée îles des Clous. Rapport d'impact sur l'environnement (RIE), version 2. ECF-R3 (VD) et SDANA (VS), Lausanne (VD) et Sion (VS), 147 p.

GRC (Groupement Rhône Chablais), Drosera, 2022. Mesure anticipée îles des Clous. Bilan nature, version 3, ECF-R3 (VD) et SDANA (VS), Lausanne (VD) et Sion (VS), 22 p.

Reconstitution d'une ripisylve en milieu urbain soumis à inondations : l'Yzeron aval

Matthieu Hervé

L'Yzeron (Rhône) est un cours d'eau intermittent affluent en rive droite du Rhône. Sur ses derniers kilomètres, il parcourt un territoire urbain dense (métropole de Lyon) soumis à une forte pression foncière. Impacté par différents aménagements, ce cours d'eau a vu son lit, son profil et ses berges fortement modifiés dans le temps. Ainsi, début 2000, l'Yzeron aval est un cours d'eau rectiligne, majoritairement inaccessible, canalisé dans une structure bétonnée et aux berges enrochées et colonisées par la renouée du Japon (figure F27.1). La remontée piscicole est contrainte par des seuils liés aux aménagements. Sur le plan hydrologique, il présente des assèchs en été et plusieurs crues débordantes ont affecté le territoire entre 2000 et 2016.

Sous l'impulsion d'élus désireux de réduire l'exposition au risque d'inondation et de cofinanceurs (État et agence de l'eau), le Syndicat mixte d'aménagement et de gestion de l'Yzeron, du Ratier et du Charbonnières (Sagyr⁴⁷) a mis en œuvre, de 2012 à 2024, un programme de restauration, d'élargissement et d'endiguement. Ce projet est un compromis entre ambitions environnementales, bien-être en ville et prévention des inondations. Il a été l'occasion d'initier la reconstitution d'une ripisylve en milieu contraint urbanisé.

Depuis, le Sagyr œuvre au quotidien pour permettre à ce compromis de perdurer et d'évoluer avec les enjeux du territoire.

Les travaux réalisés

Le projet a plusieurs objectifs d'ordre hydraulique, écologique et social (Sagyr, 2021) :

- hydrauliquement, il consiste à élargir autant que possible le lit, à restaurer un lit d'étiage concentrant les écoulements de bas débits et à mettre en place des digues pour garantir le passage du débit cible avant débordement ;
- écologiquement, il vise à permettre une mobilité (même restreinte) de la rivière, à supprimer les obstacles à la migration piscicole, à restaurer une diversité de faciès d'écoulements et d'habitats, et à supprimer la renouée du Japon ;
- socialement, il doit faciliter l'accès à la zone renaturée et à la rivière, et permettre la déambulation en mode doux, mais également des temps d'arrêt.

⁴⁷ Bassin de l'Yzeron, vivre avec nos rivières. Sagyr. <https://www.riviere-yzeron.fr/>



Figure F27.1. L'Yzeron avant aménagement à Oullins en 2014 (© Sagyrc).



Figure F27.2. L'Yzeron après aménagement à Oullins en 2022 (© Sagyrc).

De nombreuses techniques de génie civil et de génie végétal ont été mises en œuvre. Pour ce qui est plus spécifiquement lié au lit, aux berges et à la végétation, on notera la recréation d'un lit mineur constitué de matériaux et de granulométries variables, mais aussi la mise en place de techniques fondées sur la nature pour diversifier les berges et les écoulements (ex. : épis, fascines de saules, enrochements, souches). Nous avons combiné des techniques végétales et de génie civil pour garantir la stabilité des ouvrages (ex. : fondations des digues), et procédé à la plantation de diverses plantes herbacées et ligneuses en cohérence avec les objectifs hydrauliques des secteurs.

Les espèces plantées permettent un recépage annuel dans un objectif de maîtrise de l'impact sur les hauteurs d'eau en période de crue. De plus, elles sont souples et se plient en crue pour un moindre impact hydraulique. Afin de maîtriser le développement racinaire, les ligneux n'ont pas été plantés à proximité des ouvrages. Les zones contraintes hydrauliquement sont moins densément végétalisées.

Des espèces locales et spécifiques des milieux rivulaires ont été implantées en priorité : saules du territoire, héliophytes, arbustes (16 espèces, mésohygrophiles à mésoxérophiles), arbres/cépées (13 espèces mésohygrophiles à mésophiles et fruitiers).

Résultats au bout de douze ans

Que ce soit sur le plan social, écologique ou hydraulique, les travaux constituent une grande réussite (figure F27.2).

Les suivis faunistiques et floristiques montrent une colonisation très intéressante des différents écosystèmes (environ 40 espèces végétales implantées, plus de 100 espèces retrouvées). La suppression des obstacles permet une bonne résilience de la vie piscicole, qui recolonise annuellement les différents secteurs asséchés.

Sur le plan hydraulique, les portions du territoire aménagées avant 2016 ont globalement été protégées conformément aux ambitions initiales. Les plantations et l'entretien mis en place permettent à ce jour la conciliation entre protection hydraulique et développement d'une biodiversité ordinaire de la ripisylve naissante.

Sur le plan humain, la végétalisation a fortement participé à l'appropriation des sites réaménagés par les différents usagers du territoire, avec une forte fréquentation des sites accessibles.

L'atteinte de ces différents objectifs n'est cependant pas sans contraintes et sans nuances :

- hydrauliquement, la rivière façonne et modifie son lit au gré des pluies et des saisons. Cela se traduit par des dépôts sableux, des érosions, des incisions ou des remontées du lit. Cela affecte la capacité hydraulique des secteurs ou le bon fonctionnement de certains ouvrages (ex. : clapets) ;
- écologiquement, les sites sont l'objet de nouvelles implantations végétales spontanées tantôt désirées, tantôt non désirées. On relève par exemple l'implantation d'espèces envahissantes comme la phytolaque d'Amérique, la vigne vierge

commune, le buddléia de David, le retour de la renouée du Japon, mais également l'implantation de ligneux sur des ouvrages de protection ;

– socialement, l'augmentation de la diversité des usages ne s'est pas faite sans quelques conflits (Flaminio *et al.*, 2015). La végétation arrête désormais une partie des déchets liés aux réseaux urbains, les rendant visibles. Des partenariats avec la commune et des entreprises de réinsertion sont mis en œuvre pour gérer au mieux les nuisances (déchets, bruits) liés aux incivilités et aux déchets.

Pour remédier à cela, le Sagyrc réalise un suivi et un entretien régulier de ces zones. Concrètement, les profils hydrauliques sont suivis (relevés topographiques réguliers) et entretenus (labours, curages). Les ouvrages clés sont inspectés régulièrement, entretenus et protégés (ex. : désobstruction, reprise d'ouvrage, élagage). La végétation est « maîtrisée » afin de limiter le développement des espèces invasives et des ligneux.

Conclusion

Suite à cette phase d'investissement (32 millions d'euros), la gestion de ces sites induit de nouvelles missions contraintes. Sur cet aspect, le syndicat passe d'une structure d'investissement à une structure de gestion. Cette évolution induit de nombreuses et constantes adaptations des missions et des métiers, renforcées par le fait de travailler de plus en plus dans un milieu vivant.

Le syndicat a fait le choix d'acquérir les parcelles concernées. Ce choix constitue aujourd'hui un élément facilitant sa capacité d'adaptation (ex. : facilité d'accès, autonomie, meilleure garantie de la non-dégradation des installations).

En milieu urbain, les rivières sont le réceptacle de rejets d'eaux usées (déversoirs d'orages, stations) qui sont interceptés par la ripisylve. L'attrait que représentent aujourd'hui ces milieux de fraîcheur expose donc plus la population à ces déchets, ce qui pourrait générer des problèmes sanitaires. Si la recherche étudie le développement des agents pathogènes (Observatoire de terrain en hydrologie urbaine) dans de tels contextes, la conversion de cette recherche en évaluation et en maîtrise des conséquences associées reste cependant à produire.

Nos travaux, principalement motivés par la réduction des conséquences des fortes crues, ont intégré les aspects écologiques et sociaux. Cependant, compte tenu du contexte urbain et de l'étroitesse du lit du tronçon de rivière concerné, nous avons créé une ripisylve étroite qui doit être constamment maîtrisée. Le ligneux et l'arbre y sont cependant omniprésents et plébiscités par les promeneurs. Ainsi, une ripisylve urbaine a été créée sur l'Yzeron aval.

Références bibliographiques

Flaminio S., Cottet M., Le Lay Y.F., 2015. À la recherche de l'Yzeron perdu : quelle place pour le paysage dans la restauration des rivières urbaines ? *Noroi*, 237, 65-79. <https://doi.org/10.4000/noroi.5793>

Sagyrc, 2021. *Et au milieu coule une rivière. Découvrez la transformation de la rivière Yzeron à Sainte-Foy-lès-Lyon en timelapse*. <https://www.youtube.com/watch?v=av3KSCKx0a0>

Restauration écologique de la Leysse à Chambéry dans le cadre de la sécurisation des systèmes d'endiguement

Christophe Guay, Alexandre Prina, Anthony Sulpice

La Leysse est une rivière de piémont avec des régimes hydrauliques liés aux versants pentus qui surplombent la plaine qu'elle traverse avant de se jeter dans le lac du Bourget. Tôt, l'homme a organisé cette plaine en contraignant la rivière entre deux digues en remblai (figure F28.1). Ces digues protégeaient des espaces agricoles qui se sont transformés depuis les années 1950 en espaces industriels, commerciaux et d'habitation. Avec le temps, les digues ont été colonisées par un couvert végétal composé en majorité d'espèces pionnières et invasives, comme le robinier faux-acacia, et ne sont plus capables de tenir les régimes hydrauliques qui menacent les équipements anthropiques. L'enjeu pour la collectivité est double, remettre à niveau la protection des personnes et des biens, et réinstaller une ripisylve efficace et durable.

Description

Le chantier en quelques chiffres (Cisalb⁴⁸ ; Chambéry Métropole⁴⁹) :

- 2,8 km de cours d'eau restauré ;
- 12 983 000 € de dépenses ;
- 8 350 000 € de subventions (État, agence de l'eau, région) ;
- 7 200 personnes protégées ;
- plantation de 700 arbres, de 1 500 arbustes et de 23 000 saules arbustifs et arborescents ;
- 5 ha de zones humides créés.

L'aménagement a consisté à redonner le maximum de place à la rivière et à sa ripisylve en reculant ou en supprimant les digues dès que cela a été possible (figure F28.2). Le premier outil a été de constituer un réservoir d'espaces en consommant les délaissés, les espaces anciennement remblayés, et en reconnectant les boisements existants mais déconnectés de l'hydrosystème.

⁴⁸ Les travaux de la Leysse 2016-2017. Cisalb. <https://www.cisalb.fr/les-travaux-de-la-leysse-2016-17>

⁴⁹ Chantier de restauration de la Leysse : pour une rivière plus sûre et plus vivante. Chambéry Métropole, panneau de chantier, 1 p. <https://noahcloudfiles.blob.core.windows.net/cloudfiles0e068bd51-ad2b-4538-a0df-01aca3995430/Panneau%20chantier%20de%20la%20Leyssse%202016-17.pdf>



Figure F28.1. La Leysse avant travaux : cours d'eau chenalisé avec des digues en mauvais état (© Photec Production).



Figure F28.2. La Leysse après travaux, cours d'eau élargi, les digues sont reconstruites (© Photec Production).

Les nouvelles digues en remblais ne pouvant supporter cette végétation (Zanetti *et al.*, 2018), les espaces libérés constituent les seuls emplacements où la ripisylve a pu être installée. Ainsi, le maintien de ce qui existe, et qui est de qualité, est une première étape pour constituer la trame verte. L'installation de végétaux adaptés (ex. : noisetier, sorbier, cornouiller, amélanchier, viorne, frêne, tilleul, aulne, chêne, saules divers), naturellement présents à cet étage de végétation pour reconstituer le corridor, a été la seconde étape. Sur les parties minérales (enrochements libres), des boutures de saules ont été installées pour intégrer ces enrochements au paysage et amener la ripisylve au contact de l'eau. Lorsque les deux berges étaient concernées par la restauration et donc vouées à être mises à nu en même temps, une réflexion a été menée pour décaler dans le temps les travaux d'une berge à l'autre. Les techniques classiques de bouturage, de fascinage et de pieux ont été utilisées dans ce chantier.

Avancées significatives

Ce chantier a confirmé que l'ouverture d'espaces par terrassement et l'aménagement d'ouvrages minéraux sont autant de facteurs favorisant l'explosion d'espèces pionnières invasives (ex. : buddleia, ambrosie, robinier, peuplier noir d'Italie, balsamine). Le développement de ces espèces peut contrarier, voire conduire à l'échec le principe de reconstitution d'une ripisylve adaptée. Cela nécessite des interventions d'entretien post-chantier qui doivent être considérées et intégrées au projet. De plus, l'expérience montre que la densification des plantations et des boutures permet de mettre en concurrence les végétaux implantés et ceux

émergeant spontanément. Cette prise de conscience est une avancée dans la manière de concevoir et de suivre les aménagements.

Autre point qui s'avère de plus en plus contrariant pour les aménagements, il s'agit de l'augmentation de la fréquence de périodes d'assec, de canicule, qui remettent en cause l'adaptation d'un certain nombre d'espèces qui ne se trouvent plus dans des conditions stationnelles favorables, ce qui génère des pertes importantes et des besoins en arrosage accrus. Cette autre prise de conscience amène naturellement les aménageurs à se poser des questions sur les espèces utilisées pour ces projets de renaturation.

Critiques, perspectives

Les chantiers de restauration passent souvent par une phase de remise à plat des espaces qui peut être mal perçue, voire incomprise par le public et les associations de défense de l'environnement. Un gros travail de communication est à mener à l'amont d'un projet pour tenter de le faire comprendre au plus grand nombre, sachant qu'une partie des usagers n'acceptera pas cette phase de perturbation anthropique, bien que menant à terme à une restauration des milieux de qualité.

Le fait pour un aménageur d'avoir déjà réalisé un aménagement d'envergure sur son territoire est un atout quand il s'agit de recommencer ailleurs. L'aménagement « passé » devient alors une vitrine et facilitera l'acceptation du futur projet, qui a pourtant été aussi à ses débuts un secteur bouleversé (il y a à peine quelques années).

Il faut également être vigilant sur la densité des boutures. Une trop grande confiance dans le pouvoir de reprise des végétaux et la recherche de quelques économies peuvent conduire à un peuplement discontinu laissant place aux espèces invasives. Cela coûtera en définitive plus cher à l'entretien, ou conduira à l'échec du projet de restauration de la biodiversité.

Référence bibliographique

Zanetti C., Liency N., Formento J., Vennetier M., Mériaux P. *et al.*, 2018. Gestion de la végétation sur digue : comment concilier GEMA et PI? *Sciences Eaux & Territoires*, 26, 30-35. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2018.26.06>

Conclusion générale

Sur la base des connaissances scientifiques accumulées sur les forêts alluviales et les ripisylves depuis plus d'un demi-siècle, il est possible d'affirmer avec confiance que ces milieux constituent un véritable atout pour la gestion durable des territoires dans un contexte de changements globaux : atténuation des extrêmes climatiques et hydrologiques, refuge de biodiversité, amélioration de la qualité des eaux, paysages attractifs, etc. Suivant les situations, ces caractéristiques uniques doivent amener à considérer leur protection, leur restauration et leur gestion durable comme autant d'objectifs prioritaires des politiques environnementales, qu'elles relèvent du domaine de l'eau, de la biodiversité, de la forêt ou du changement climatique. En effet, stratégiquement, les forêts riveraines apportent de nombreux bénéfices aux sociétés humaines, et à la biodiversité en général, alors même qu'elles occupent une superficie réduite. Et si, dans certains contextes, cette dernière augmente suite à la colonisation forestière spontanée de terres abandonnées par l'agriculture, les forêts riveraines des cours d'eau restent parmi les écosystèmes les plus dégradés en Europe de l'Ouest. De plus, comme historiquement elles ont fait l'objet d'une forte destruction, leur restauration représente un choix de gestion particulièrement efficient, notamment en matière de moyens financiers et humains, pour répondre de manière synergique aux défis environnementaux contemporains.

Cependant, une fois ces grands principes énoncés, leur mise en œuvre concrète et à large échelle peut s'avérer complexe. De fait, la diversité géographique des conditions biophysiques, des dynamiques historiques d'appropriation des fonds de vallée et des pressions qui s'exercent sur les zones riveraines se traduit par une diversité locale de structures, de fonctionnements et d'enjeux qui rendent l'adoption de mesures standardisées difficile, voire inappropriée. Ainsi, la coexistence de pressions multiples (ex. : urbanisation, mise en culture, prélèvement d'eau, blocage des dynamiques morphologiques) et d'enjeux multiples (ex. : inondations/biodiversité, quantité/qualité d'eau, usages divers, espèces envahissantes, législations contradictoires), relevant de plusieurs échelles spatiales et impliquant de nombreux acteurs, rend la hiérarchisation et l'intégration de ces enjeux délicates. En effet, les enjeux prioritaires sur un territoire donné ne sont pas nécessairement ceux d'un autre territoire. Heureusement, comme le démontrent les contributions rassemblées dans cet ouvrage, des solutions existent ou sont mises en perspective : plan pluriannuel de gestion, diagnostic et gestion sectorisée, techniques de génie végétal, méthodes et indicateurs de suivi adaptés, etc.

Évidemment, beaucoup reste à faire pour assurer une meilleure gestion de ces forêts alluviales et ripisylves et leur donner une plus grande visibilité.

Premièrement, il faut améliorer les cadres financiers, techniques et réglementaires de la gestion. En effet, cette dernière s'appuie parfois plus sur l'habitude ou la

volonté de « faire propre » que sur l'évaluation factuelle des enjeux, évaluation qui implique de disposer d'outils de diagnostic adaptés aux situations locales. Cette gestion doit aussi être considérée comme vitale pour que des moyens humains et financiers suffisants lui soient dédiés et pour que les bonnes pratiques soient plus largement partagées. Compte tenu des caractéristiques des forêts riveraines, ces moyens, aujourd'hui trop limités, représentent un investissement rentable pour la collectivité. Cela soulève aussi des enjeux de formation et de communication concernant aussi bien le grand public que les gestionnaires de l'environnement ou les élus.

Deuxièmement, il faut encore approfondir les connaissances scientifiques qui sous-tendent les mesures de gestion. Pour cela, il convient évidemment de mobiliser les sciences de la nature et de l'ingénierie afin, par exemple, de mieux anticiper les effets des changements globaux et la résilience des forêts riveraines, de mieux caractériser certains effets des forêts riveraines sur le régime hydrologique et thermique des cours d'eau ou de développer des connaissances équivalentes pour tous les types de forêts riveraines (ex. : territoires ultramarins, rivières intermittentes, têtes de bassins versants). Cela est fondamental pour anticiper les trajectoires à venir sous l'effet des pressions combinées (ex. : changement climatique, maladies, prélèvements en eau, espèces exotiques envahissantes).

Mais il convient aussi de progresser sur la compréhension des dimensions socio-culturelles des forêts alluviales et des ripisylves. En effet, les trajectoires passées et à venir des bords de cours d'eau sont intimement liées aux perceptions, représentations, usages, valeurs et réglementations qui leur sont associées par les sociétés humaines. Ceci est notamment crucial pour la plus grande part du réseau hydrographique où ces forêts poussent sur des terrains privés, au parcellaire très souvent morcelé.

Enfin, les ripisylves et les forêts alluviales souffrent clairement d'une faible visibilité, aussi bien dans les politiques environnementales que pour le grand public. Il faut donc travailler à faire (re)connaître leurs valeurs, leurs fonctions, leurs spécificités, etc. Cela passe, par exemple, par une mise en réseau accrue des acteurs concernés, par la mise à disposition de connaissances et de retours d'expérience, par une meilleure intégration aux programmes d'enseignement, par l'organisation de journées techniques, par la production de supports pédagogiques variés, etc. Gageons que cet ouvrage contribuera, modestement, à mettre en lumière les valeurs écologiques et sociales des ripisylves et forêts alluviales, et qu'il provoquera une émulation et alimentera des choix de gestion adaptés.

Les coordinateurs

Postface

Les études et la recherche apportent sans cesse de nouvelles données sur la complexité du fonctionnement écologique des ripisylves et des forêts alluviales, leur grande biodiversité et les liens étroits de celles-ci avec le milieu aquatique et l'hydromorphologie. Elles peuvent accueillir deux fois plus d'oiseaux qu'une forêt de feuillus et plusieurs centaines d'invertébrés terrestres, dont certains spécialisés; elles apportent aux insectes aquatiques des ressources essentielles, comme différentes hauteurs de frondaison et du bois mort (voir chapitre 7). Les ripisylves non entretenues sont également particulièrement riches en dendromicrohabitats, indispensables à la vie de milliers d'espèces de groupes taxonomiques très variés (voir fiche 8). Et même dans les zones agricoles et les villes, où elles sont réduites à un liseré, elles forment un corridor écologique essentiel. Mais ce patrimoine naturel est peu reconnu, et les ripisylves actuelles sont très dégradées par de multiples causes.

Sur un inventaire couvrant un peu moins de la moitié du réseau hydrographique (voir chapitre 1), 50 % des boisements rivulaires ont une largeur inférieure à 6 m. Les données du programme européen Copernicus indiquent par ailleurs que 29 % seulement des zones riveraines sont boisées. Et dans les plaines alluviales, les forêts spontanées (557 000 ha), bien qu'en progression relative (plus 34 % en quatorze ans), n'occupent que 11 % de celles-ci (voir fiche 3). Ce type de boisement ne représente ainsi que 3 % de l'ensemble des forêts. L'occupation des sols riverains et leurs usages sont donc la première cause de rareté et de vulnérabilité de ces forêts alluviales pourtant si originales et précieuses. Récemment, on a aussi pu observer les impacts de coupes rases massives liés à de nouvelles filières d'utilisation du bois (bois énergie notamment), parfois induites par un déficit local de ressources forestières causé par des dépérissements. Les ripisylves ne bénéficient en effet d'aucune protection réglementaire spécifique, et il faut donc s'appuyer sur divers outils réglementaires plus larges et parfois contradictoires (voir chapitre 15).

Aux pressions directes, s'ajoutent des causes ayant des impacts sur les processus cruciaux pour ces forêts. La résilience des ripisylves dépend en effet de successions écologiques originales contrôlées par un régime de perturbations d'origine hydrologique. Les arbres pionniers sont parfaitement adaptés à ces contraintes très fortes et ne peuvent se reproduire qu'à la condition de la persistance de ces perturbations (voir chapitres 5 et 6). Mais de l'héritage du remembrement agricole, et de beaucoup d'autres aménagements ou travaux de génie civil, résulte une dégradation de ces processus, avec des conséquences majeures sur la régénération des ripisylves. La réparation de ces dommages passe alors par des actions plus ou moins lourdes de réhabilitation ou de restauration (voir chapitre 11). Ainsi, laisser plus d'espaces non entretenus, en libre évolution, le long des cours d'eau a

des effets rapides très bénéfiques (voir chapitre 12). Cette restauration écologique passive repose sur des successions secondaires spontanées et récréée à moindre coût des boisements plus naturels et intéressants qu'avec des plantations (voir fiche 15). Dans bien des cas, la restauration des ripisylves passe aussi par celle de la forme ou du tracé des cours d'eau afin de reconnecter les espèces ligneuses avec le substrat alluvial, la nappe et les inondations (voir fiche 13).

Enfin, à ces multiples causes de dégradation s'ajoutent désormais deux changements à l'échelle de la planète : la modification du climat et les invasions biologiques. L'augmentation des températures et de la fréquence des sécheresses a des conséquences directes sur l'état physiologique des arbres qui peut leur être délétère. Les ripisylves sont particulièrement concernées, et leurs capacités à s'adapter à ces changements brutaux restent encore inconnues (voir chapitre 3). Dans le cas des invasions biologiques, deux pathologies, le phytophthora de l'aulne glutineux depuis 1980 et la chalarose du frêne depuis 2000, ont déjà provoqué des mortalités très importantes. D'autres maladies émergentes pourraient donc un jour menacer aussi les saules ou les peupliers si une plus grande vigilance sur l'état sanitaire des ripisylves n'est pas mise en place (voir chapitre 8). Enfin, certaines plantes invasives modifient les habitats et affectent directement la biodiversité (voir fiches 1 et 19) des ripisylves. Et il est difficile d'imaginer que ces plantes, qui n'ont pas coévolué avec la faune indigène, puissent être régulées par celle-ci, ou servir de plantes hôtes pour des espèces indigènes menacées. La régulation naturelle des plantes invasives devra s'appuyer sur la lutte biologique avec l'introduction volontaire d'antagonistes spécifiques. De plus, la France ayant la chance d'avoir un réseau important de structures publiques gérant les cours d'eau, elle a tout loisir de gérer certaines invasions en vue de réduire leurs impacts sur ces nouvelles ripisylves.

Malgré ce contexte peu favorable, la préservation des ripisylves apparaît comme un objectif souhaitable et possible, car leur altération et leur perte de fonctionnalité peuvent avoir de nombreuses conséquences : risques érosifs accrus, dégradation de la qualité des eaux, augmentation locale des températures, disparition de ressources génétiques forestières (voir chapitre 2). Pour cela, l'augmentation de l'espace concédé aux cours d'eau s'avère une action prioritaire, car elle laissera la possibilité aux ripisylves de reconquérir de nouveaux espaces connectés aux rivières et à la nappe.

*Mireille Boyer,
professionnelle indépendante,
présidente du Groupe technique espèces végétales exotiques envahissantes
au sein de l'Union professionnelle du génie écologique (UPGE)*

Liste des auteurs

Amandine Acloque, UMR Dynafor, Ensaf, INRAE, EI-Purpan, Castanet-Tolosan, France
amandine.acloque@toulouse-inp.fr

Virginie Archaimbault, UR Hycar, Centre de recherche INRAE Île-de-France, Antony, France
virginie.archaimbault@inrae.fr

Frédéric Archaux, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
frederic.archaux@inrae.fr

Philippe Baron, Métropole de Lyon, service Nature et Fleuves, Lyon, France
PBARON@grandlyon.com

Ivan Bernez, UMR Decod, Institut Agro, Ifremer, INRAE, Rennes, France
ivan.bernez@institut-agro.fr

Ingrid Bonhême, IGN, Inventaire forestier, Saint-Médard-en-Jalles, France
ingrid.bonheme@ign.fr

Sébastien Bonthoux, UMR7324 Citeres, INSA Centre Val de Loire, École de la nature et du paysage, LTSE « Zone Atelier Loire », Tours, France
sebastien.bonthoux@insa-cvl.fr

Matthias Boureau, Communauté de communes Les Bertranges, service Gestion des milieux aquatiques, La Charité-sur-Loire, France
m.boureau@riviernievers.fr

Mireille Boyer, ecf INVABIO, Vérel-Pragondran, France
boyer.invabio@gmail.com

Stéphane Braud, département Plan Loire, SEBRiNaL, Dreal Centre-Val de Loire, Dreal du bassin Loire-Bretagne, Orléans, France
stephane.braud@developpement-durable.gouv.fr

Laurence Carnnot, Centre national de la propriété forestière du Grand Est, Maison régionale de la forêt et du bois, Châlons-en-Champagne, France
laurence.carnnot@cnpf.fr

Adélie Chevalier, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
adelie.chevalier@inrae.fr

Richard Chevalier, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Conservatoire d'espaces naturels (CEN) Centre-Val de Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
richevalier@wanadoo.fr

Hugues Claessens, TERRA Research Center, Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège), Gembloux, Belgique
hugues.claessens@uliege.be

Gilles Corriol, CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées, Bagnères-de-Bigorre, France
gilles.corriol@cbnmpm.fr

Mélanie Dajoux, France Nature Environnement Auvergne Rhône-Alpes, Lyon, France
melanie.dajoux@fne-aura.org

Albéric de Coster, Direction des cours d'eau non navigables, ARNE, Service public de Wallonie, Jambes, Belgique
alberic.decoster@spw.wallonie.be

Nathalie Derrière, IGN, Inventaire forestier, Nogent-sur-Vernisson, France
nathalie.derriere@ign.fr

Aurore Desgroux, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
aurore.desgroux@inrae.fr

Florient Desmoulin, CBN Bassin parisien, Orléans, France
 Florient.desmoulin@developpement-durable.gouv.fr

Olivier Desteucq, Direction des Cours d'eau non navigables, ARNE, Service public de Wallonie, Jambes, Belgique
 olivier.desteucq@spw.wallonie.be

Fanny Dommanget, UR Lessem, INRAE, Saint-Martin-d'Hères
 fanny.dommanget@inrae.fr

Simon Dufour, CNRS UMR LETG, Département de géographie et d'aménagement de l'espace, université Rennes-2, Rennes, France
 simon.dufour@univ-rennes2.fr

Yann Dumas, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
 yann.dumas@inrae.fr

Gérard Dumé, Saint-Cyr-en-Val, France
 gerard.dume@sfr.fr

Rémi Dupré, CBN du Bassin parisien, Délégation Centre-Val de Loire, Orléans, France
 remi.dupre@mnhn.fr

Marianne Duprez, IGN, Inventaire forestier, Nogent-sur-Vernisson, France
 marianne.duprez@ign.fr

David Eschbach, ville et Eurométropole de Strasbourg, direction Espaces publics et naturels, Strasbourg, France
 David.ESCHBACH@strasbourg.eu

Antoine Étienne, Communauté de communes Les Bertranges, service Gestion des milieux aquatiques, La Charité-sur-Loire, France
 a.etienne@rivieresnievres.fr

André Evette, UR Lessem, INRAE, Saint-Martin-d'Hères, France
 andre.evette@inrae.fr

Claire-Cécile Garnier, MTEBFMP-DGALN, Direction de l'eau et de la biodiversité, La Défense, France
 claire-cecile.garnier@developpement-durable.gouv.fr

Christian Gauberville, Josnes, France
 cgauberville@gmail.com

Sylvain Gaudin, Centre national de la propriété forestière du Grand Est, Maison régionale de la forêt et du bois, Châlons-en-Champagne, France
 sylvain.gaudin@cnpf.fr

Emmanuelle Gauthier, université Paris-1 Panthéon-Sorbonne, CNRS UMR8591 Laboratoire de géographie physique : environnements quaternaires et actuels, Thiais, France
 emmanuele.gautier@lgp.cnrs.fr

Pierre Gonin, Centre national de la propriété forestière, IDF, Maison de la forêt, Auzerville-Tolosane, France
 pierre.gonin@cnpf.fr

Frédéric Gosselin, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
 frederic.gosselin@inrae.fr

Marion Gosselin, UR EFNO, INRAE Centre Val-de-Loire, Nogent-sur-Vernisson, France
 marion.gosselin@inrae.fr

Serge Gressette, Conservatoire d'espaces naturels (CEN) Centre-Val de Loire, Orléans, France
 serge.gressette@cen-centrevaldeloire.org

Sabine Greulich, UMR CNRS 7324 Citeres et École polytechnique de l'université de Tours, Tours, France
 greulich@univ-tours.fr

Christophe Guay, Cislal, Chambéry, France
 christophe.guay@cislal.fr

Stéphane Guérin, direction Stratégie, Transformation, Performance et Innovation, Compagnie nationale du Rhône (CNR), Lyon, France
s.guerin@cnr.tm.fr

Olivier Guerri, Établissement public territorial du bassin de la Dordogne (Epidor), Castelnau-La-Chapelle, France
o.guerri@eptb-dordogne.fr

Lydia Hamdi Guenebaud, Métropole de Lyon, service Nature et Fleuves, Lyon, France

Bertrand Hauchecorne, maire de Mareau-aux-Prés (Loiret), maire référent de l'Association des maires de France (AMF) sur la gestion de l'eau, Mareau-aux-Prés, France
bdhauchecorne@gmail.com

Noémie Havet, Expérimentation Développement CNPF Hauts-de-France-Normandie, Amiens, France
noemi.havet@cnpf.fr

Damien Hemeray, Loiret Nature Environnement, Réserve naturelle nationale de Saint-Mesmin, Orléans, France
dhemeray.reserve-naturelle@lne45.org

François Hergott, Conservatoire d'espaces naturels (CEN) Centre-Val de Loire, Orléans, France
francois.hergott@cen-centrevaldeloire.org

Matthieu Hervé, Sagyrc, Syndicat du Bassin de l'Yzeron, Grézieu-la-Varenne, France
m.herve@sagyr.fr

Violette Hervé, CNPF Bourgogne-Franche Comté, Auxerre, France
violette.herve@cnpf.fr

Sophie Horent, EPTB Saône et Doubs, siège de Macon, Macon, France
sophie.horent@eptb-saone-doubs.fr

Borbála Hortobágyi, UMR 5600 Environnement Ville Société, CNRS, ENS de Lyon, Lyon, France
borbala.hortobagyi@ens-lyon.fr

Claude Husson, Département de la santé des forêts, DGAL, ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, Paris, France
claud.husson@agriculture.gouv.fr

Philippe Janssen, UR Lessem, INRAE, Saint-Martin-d'Hères, France
philippe.janssen@inrae.fr

Renaud Jaunatre, UR Lessem, INRAE, Saint-Martin-d'Hères, France
renaud.jaunatre@inrae.fr

Claudy Jolivet, UR Info&Sols, INRAE Centre Val-de-Loire, Orléans, France
claudy.jolivet@inrae.fr

Samuel Jouon, Lannion-Trégor Communauté, Lannion, France
samuel.jouon@lannion-tregor.com

Laurent Larrieu, CNPF-CRPF Occitanie, Chambre d'agriculture, Tarbes, France
laurent.larrieu@inrae.fr

Marianne Laslier, université Picardie-Jules-Verne, UMR CNRS 7058 Edysan, Amiens, France
marianne.laslier@u-picardie.fr

Julien Latrille, Métropole de Lyon, service Nature et Fleuves, Lyon, France
jlatrille@grandlyon.com

Yann Laurent, UMR Decod, Institut Agro, Ifremer, INRAE, Rennes, France
yann.laurent@institut-agro.fr

Didier Le Cœur, UMR Bagap, Agrocampus Ouest, Rennes, France
didier.lecoeur@institut-agro.fr

Céline Le Pichon, INRAE Hycar, Centre de recherche INRAE Île-de-France, Antony, France
celine.lepichon@inrae.fr

François Lebourgeois, université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR SILVA, Nancy, France
francois.lebourgeois@agroparistech.fr

William Marchand, IGN, Inventaire forestier, Nogent-sur-Vernisson, France
william.marchand@ign.fr

Anders Mårell, UR EFNO,
INRAE Centre Val-de-Loire,
Nogent-sur-Vernisson, France
anders.marell@inrae.fr

Bruno Marmioli, Mission Val de Loire,
MAME, Cité de la création
et de l'innovation, Tours, France
marmioli@mission-valdeloire.fr

Adrien Michez, TERRA Research Center,
Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège),
Gembloux, Belgique
adrien.michez@uliege.be

Frédéric Moinot, Établissement public
territorial du bassin de la Dordogne
(Epidor), Castelnau-La-Chapelle, France
f.moinot@eptb-dordogne.fr

Christophe Moiroud, direction Stratégie,
Transformation, Performance et Innovation,
Compagnie nationale du Rhône (CNR),
Lyon, France
c.moiroud@cnr.tm.fr

Christophe Mora, direction Stratégie,
Transformation, Performance et Innovation,
Compagnie nationale du Rhône (CNR),
Lyon, France
c.mora@cnr.tm.fr

Francis Olivereau, SEBRiNaL,
Dreal Centre-Val de Loire,
Dreal du bassin Loire-Bretagne,
Orléans, France
Francis.olivereau@developpement-durable.
gouv.fr

Hervé Piégay, UMR EVS, ENS de Lyon,
Lyon, France
herve.piegay@ens-lyon.fr

Charline Pierrefeu, EPTB Saône et Doubs,
siège de Macon, Macon, France
charline.pierrefeu@eptb-saone-doubs.fr

Guillaume Piton, UMR IGE, université
Grenoble-Alpes, INRAE, CNRS, IRD,
Grenoble INP, Grenoble, France
guillaume.piton@inrae.fr

Romain Pitra, État de Vaud,
Direction générale de l'environnement,
division Ressources en eau et économie
hydraulique, Lausanne, Suisse
romain.pitra@vd.ch

Alexandre Prina, Cislalb,
Chambéry, France
alexandre.prina@cislalb.fr

Nicolas Rabin, direction Stratégie,
Transformation, Performance et Innovation,
Compagnie nationale du Rhône (CNR),
Lyon, France
n.rabin@cnr.tm.fr

Cécile Racapé, Réserve naturelle nationale
Val de Loire, La Charité-sur-Loire, France
cecile.racape@cen-bourgogne.fr

Amélie Robert, UPJV-Inspé de l'académie
d'Amiens, UMR Edysan,
université de Picardie-Jules-Verne,
Amiens, France
amelie.robert@u-picardie.fr

Patricia María Rodriguez Gonzalez,
Forest Research Centre and TERRA
Associate Laboratory, University of Lisbon,
Lisbon, Portugal
patri@isa.ulisboa.pt

René Rosoux, Bray-Saint-Aignan, France
fauneconnexion@orange.fr

Noémie Roynette, UR EFNO,
INRAE Centre Val-de-Loire,
Nogent-sur-Vernisson, France
noemie.roynette@gmail.com

Aurélien Salle, Physiologie, Écologie
et Environnement, P2e, USC1328 INRAE,
université d'Orléans, Orléans, France
aurelien.salle@univ-orleans.fr

Laurent Schmitt, université de Strasbourg,
Laboratoire image, ville, environnement
(LIVE), UMR 7362, CNRS,
Strasbourg, France
laurent.schmitt@unistra.fr

Annik Schnitzler, LIEC, UMR 7360
CNRS, université de Lorraine,
Metz, France
annik.schnitzler1@gmail.com

Yann Sellier, GEREPI/RNF/SMF,
Vouneuil-sur-Vienne/Quétigny/Paris,
France
selleryann@gmail.com

Sylvie Servain, UMR7324 Citeres,
LTSER « Zone Atelier Loire »,
Tours/INSA Centre Val de Loire, École
de la nature et du paysage, Blois, France
sylvie.servain@insa-cvl.fr

Cybill Staentzel, ENGEES & UMR 7362
CNRS LIVE, Strasbourg, France
cybill.staentzel@engees.unistra.fr

Nicolas Stampfli, section Berges,
Service des grands parcs, du Mont-Royal
et des sports, Montréal, Canada
nicolas.stampfli@montreal.ca

Anthony Sulpice, Cisalb,
Chambéry, France
anthony.sulpice@cisalb.fr

Nicolas Terrel, EPTB Saône et Doubs,
siège de Macon, Macon, France
nicolas.terrel@eptb-saone-doubs.fr

Maxime Tisserant, section Berges,
Service des grands parcs, du Mont-Royal
et des sports, Montréal, Canada
maxime.tisserant.1@gmail.com

Frédéric Topin, Réserve naturelle
nationale de l'île du Girard, association
Dole Environnement, Dole, France
girard@espaces-naturels.fr

Philippe Valette, UMR5602 Geode,
université Toulouse-Jean-Jaurès,
Toulouse, France
philippe.valette@univ-tlse2.fr

Francis Vautier, Mission Val de Loire,
MAME, Cité de la création
et de l'innovation, Tours, France
vautier@mission-valdeloire.fr

Antoine Vernay, UCBL-Lehna, UMR
5023, Villeurbanne, France
antoine.vernay@univ-lyon1.fr

Marc Villar, INRAE, ONF, BioForA,
UMR 0588, Orléans, France
marc.villar@inrae.fr

En couverture, de gauche à droite :

- îles de Mareau-aux-Prés (Loiret) en juillet 2013 © Coraline Wintenberger ;
- castor d'Europe © Didier Ducanos ;
- chantier de restauration d'un chenal secondaire de Loire
près de Sully-sur-Loire (Loiret) © Marc Villar

Coordination éditoriale : Farah Dekioug et Valérie Mary

Édition : Juliette Blanchet

Mise en page : Hélène Bonnet, Studio9

Achevé d'imprimer en

Par

Dépôt légal en

N° d'impression :

Les ripisylves et les forêts alluviales correspondent à la végétation arborescente qui se développe au bord des fleuves et des rivières. Avec le changement climatique, l'urbanisation croissante, l'agriculture intensive, les espèces exotiques envahissantes, l'endiguement et la chenalisation des cours d'eau, ces forêts sont souvent dégradées ou ont disparu. Or, elles assurent des fonctions socio-écologiques majeures en lien avec la qualité de l'eau, la réduction des risques d'inondations, la préservation de la biodiversité, le soutien des étiages, le tourisme nature, etc. Elles représentent ainsi un élément précieux de la résilience des territoires face aux changements globaux.

Cet ouvrage s'adresse aux acteurs concernés par ces milieux : les étudiants, les scientifiques, les institutions en charge de la gestion des cours d'eau et de la biodiversité, les forestiers, les bureaux d'études, les ONG environnementales ainsi que les décideurs. Il leur fournit les connaissances de base sur le fonctionnement des ripisylves et des forêts alluviales, enrichies des avancées scientifiques récentes. Il présente aussi divers outils et méthodes utiles pour leur caractérisation et leur suivi. Enfin, de nombreux cas concrets de gestion et de restauration sont exposés.

Marc Villar, ancien directeur de recherche à INRAE, est actuellement chargé de mission. Il poursuit ses recherches sur la diversité génétique, l'adaptation et les impacts des facteurs du milieu sur la conservation des ressources génétiques du Peuplier noir (*Populus nigra* L.) dans son habitat naturel, la ripisylve.

Richard Chevalier est phytoécologue forestier, ancien ingénieur d'études à INRAE, impliqué dans plusieurs associations naturalistes. Il apporte notamment son appui au CEN Centre-Val de Loire sur les questions forestières. Il a particulièrement œuvré sur les écosystèmes alluviaux durant ces 15 dernières années.

Simon Dufour est enseignant-chercheur en géographie à l'université Rennes 2 et au laboratoire CNRS Littoral-Environnement-Téledétection-Géomatique (LETG). Il travaille sur la structure et la dynamique des paysages fluviaux, sur les interactions entre la végétation et les processus hydro-géomorphologiques ainsi que sur la gestion et la restauration des hydrosystèmes et les utilisations de la télédétection.



éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

INRAE

36 €

ISBN : 978-2-7592-4128-6



ISSN : 1952-1251
Réf. : 03014