

PARCS & RÉSERVES

Volume 60 – fascicule 1

Bureau de dépôt: 5000 Namur 1 / Numéro d'agrégation: P205038

GESTION DES COURS D'EAU

Revue trimestrielle de conservation de la nature et de gestion durable d'Ardenne et Gaume • 1^{er} trimestre 2005

POUR S'ABONNER

Versez 16 € au
CCP n° 000-0169593-37
d'Ardenne et Gaume
pour plus de détails,
voyez la couverture arrière.



S O M M A I R E

Editorial..... 1

Gestion des cours d'eau

H. PIEGAY

Quelles libertés accordées aux cours d'eau dans une logique de développement durable..... 2

G. EVRARD, S. FLAMANT ET J-C. MICHA

Ressources et gestion halieutiques en Meuse belge 6

F. MOUCHET, H. PIEGAY, H. CLAESSENS ET J. RONDEUX

Ecologie, dynamique et gestion des bois morts présents dans les cours d'eau 14

M. BOYER

L'invasion des cours d'eau par les renouées du Japon *s.l.* : réflexions et propositions pour des stratégies de lutte efficaces. . 21

C. CONJAERTS, Y. HAUPTMANN, D. WALTZING, E. PEREZ, F. GUYON ET F. ROSILLON

Méthodologie des plans de gestion piscicole en Région wallonne et Application au bassin de la Semois..... 30

V. FRANK, F. MATHY ET V. FIEVET

Le chabot (*Cottus gobio L.*) dans le bassin de la Dyle Distribution et avenir de cette espèce..... 36

Botanique

E. HENRION ET J. SAINTENOY-SIMON

Une magnifique trouvaille botanique dans la réserve naturelle du Vignoble à Comblain-au-Pont : l'Orlaya..... 43

Publicité

Ouvrage : Génétique et amélioration des arbres forestiers..... 44

Ouvrage : Les oiseaux des Hautes-Fagnes - Histoire et géographie des oiseaux nicheurs 45

Ouvrage : Vieilles choses d'Ardenne 45

PARCS & RÉSERVES

(anciennement *Parcs Nationaux*)
Volume 60, fascicule 1, 2005

Revue éditée par ARDENNE & GAUME a.s.b.l., avec l'aide financière du Ministre de l'Agriculture et de la Ruralité de la Région Wallonne, la collaboration de milieux scientifiques et universitaires, d'associations de protection de la nature.

EDITEUR RESPONSABLE :

Charles VERSTRAETEN,
Secrétaire général d'Ardenne et Gaume,
rue des Croisiers 8, 5000 Namur

COMITÉ DE RÉDACTION :

Mme Marguerite ULRIX,
M.M. Willy DELVINGT, Jacques DUVIGNEAUD,
Charles VERSTRAETEN.

SECRÉTARIAT DE LA REVUE :

Willy DELVINGT,
Chemin de Potisseau, 124 à 5100 Wépion.

Les articles signés n'engagent que les auteurs.
Les manuscrits non insérés ne sont pas rendus.
La reproduction des articles n'est autorisée qu'avec l'assentiment du Comité de Direction d'ARDENNE & GAUME.

Site internet: <http://www.ardenneetgaume.be.tf>

© ARDENNE ET GAUME a.s.b.l.,
Namur (Belgique)

D./2001/0146/1-2005
ISSN 0770-206

Rédacteur en chef : W. DELVINGT avec la collaboration de B. ANDRÉ
Mise en page : N. Matrossova (02/538 61 24)
Photo de couverture : Bras mort gelé dans la vallée de la Haute-Sûre © M. FAUTSCH
Photo dos : La Meuse vue depuis la citadelle de Namur avec le barrage de la Plante et l'île Vast'y'frotte. © U.R.B.O. NAMUR
Imprimerie : Imprim'tout : 292, rue de Roubaix 7700 MOUSCRON

La revue "Parcs et Réserves" est imprimée sur du papier blanchi sans chlore.

Une nature à deux vitesses

Les politiciens flamands, que la modestie n'a jamais étouffés, ont créé le concept d'une Belgique à deux vitesses : les Flamands en tête de peloton, les Wallons loin derrière.

Les enquêtes de l'OCDE ont révélé que le système éducatif de la Communauté française de Belgique était socialement un des plus inéquitables des pays de l'OCDE. On parle d'un enseignement à deux vitesses.

Notre dossier sur la pêche et la gestion durable des cours d'eau de Wallonie, paru en 1996 (Parcs & Réserves volume 51, fascicules 3 et 4) avait révélé un curieux désintérêt des naturalistes pour la conservation et la gestion durable de nos cours d'eau (l'eau vive). On pouvait sans crainte d'exagération parler d'une nature à deux vitesses.

Neuf ans après la publication de ce dossier, nous avons décidé de revenir sur le même sujet en publiant une série d'articles sur la gestion durable de nos cours d'eau.

Vous constaterez aisément que la recherche scientifique prend une part grandissante dans l'aménagement des ressources halieutiques et nous ne pouvons que nous réjouir de cette tendance, garante d'une meilleure gestion des biocénoses aquatiques.

Une autre constatation fort encourageante est l'introduction de nouveaux concepts (accorder une plus grande liberté au cours d'eau, gérer le bois mort, gérer les plantes invasives, ...) par les gestionnaires des cours d'eau, poussés dans le dos par une législation européenne dynamique (Directive cadre sur l'eau, Natura 2000, ...).

Quant aux naturalistes, le constat fait en 1996 reste d'actualité : nous restons quasi-absents dans la gestion durable de nos cours d'eau.

Quand donc nous déciderons-nous à relever nos manches et à nous mettre au travail au profit de l'eau vive ?



Le Président,
W. Delvingt

Quelles libertés accordées aux cours d'eau dans une logique de développement durable

Hervé PIEGAY / piegay@univ-lyon3.fr

L'émergence de considérations écologiques conduit aujourd'hui à promouvoir de nouvelles formes de gestion des cours d'eau en France, et plus largement en Europe (Dupont, 1991). Nous sommes plus exigeants quant à la qualité de notre cadre de vie, de nouveaux besoins émergent, notamment en matière de loisirs et nous redécouvrons ainsi nos cours d'eau, ceux-là mêmes que nous avons abandonnés dans les années 1950-1980, simplement parce que le développement de nos sociétés, la modernisation de l'agriculture ont conduit les riverains et les habitants des vallées à se détourner de certaines pratiques traditionnellement liées aux cours d'eau (coupes de bois pour le chauffage ou pour nourrir le bétail, exploitation artisanale du saule pour la vannerie, pratique de la pâture en bord de cours d'eau) (Piégay et al. 2003) (voir les figures 1 et 2).

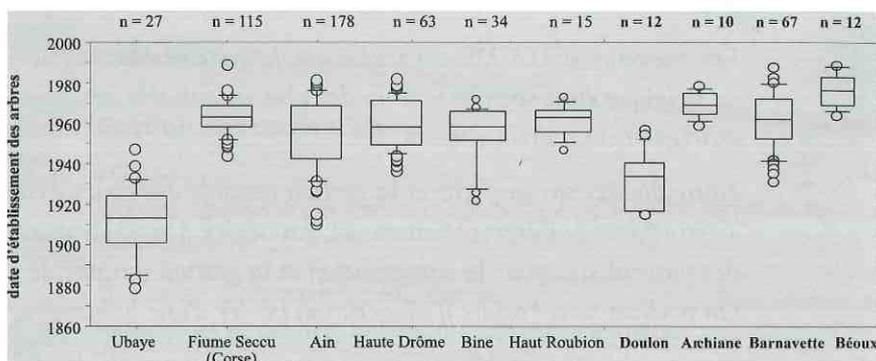


Figure 2 : année d'établissement des individus ligneux dans les unités forestières les plus évoluées des marges de plusieurs cours d'eau du Sud-Est de la France. A l'exception de l'Ubaye sur lequel l'explosion arborée en lit mineur est liée à l'effet des travaux RTM de la fin du 19^e siècle, la plupart des autres cours d'eau enregistrent l'établissement d'une végétation riveraine pérenne à la suite de l'abandon des pratiques traditionnelles de gestion et de la modernisation de l'agriculture après la seconde guerre mondiale. n = nombre de mesures dendrologiques, la boîte à moustache représente les différents centiles : C₁₀, C₂₅, C₅₀, C₇₅ et C₉₀.

Depuis quelques années, la notion d'actifs naturels prend de l'importance (Point, 1999 ; Combe, 2003). Cela revient à dire que les structures naturelles jouent un rôle bénéfique dans le développement des territoires et qu'il convient pour cela de les préserver, voire dans certains cas de les réparer.

Les gestionnaires de cours d'eau parlent ainsi de restauration ou de réhabilitation selon la nature de l'action qui est envisagée. La stratégie des agences de l'eau en France, en charge de la préservation de la qualité de l'eau à partir de 1964, s'inscrit dans cette évolution des mentalités (Dupont, 1991 ; Piégay et Stroffek, 2000). Les objectifs de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) qui visent à atteindre un bon état écologique, relèvent de la même idée. Aujourd'hui, dans le cadre des SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau mis en place en 1992 en France), les acteurs de l'eau essaient de trouver un juste équilibre entre la préservation du milieu (garant de la satisfaction des usages de demain) et la satisfaction des usages actuels (Amezal, 1996 ; Laurent, 1996 ; Piégay et al. 2002). Un cours d'eau donné ne peut accueillir qu'un niveau d'usages donné avant qu'il ne se dégrade et ne satisfasse plus les usages actuels. Concilier les usages, et le cas échéant, les limiter, est ainsi une logique de développement durable que l'Etat propose aux collectivités locales de prendre en charge dans une démarche partenariale et participative en asso-

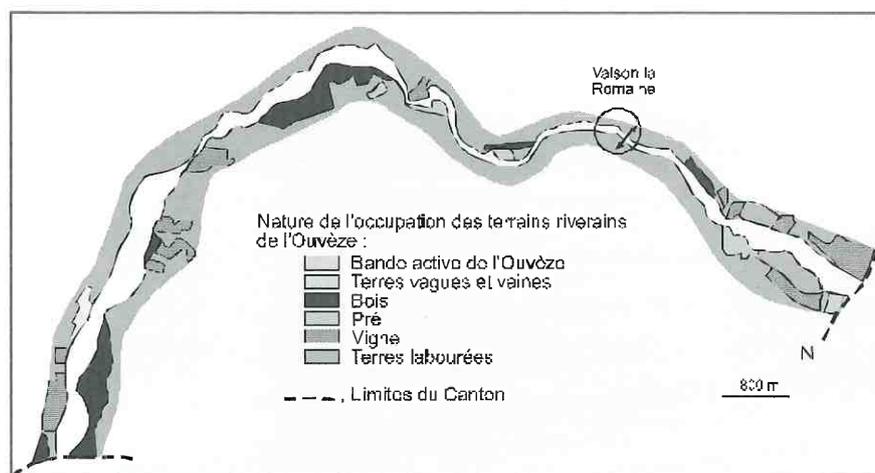


Figure 1 : l'occupation des sols sur les marges de l'Ouvèze dans le canton de Vaison-la-Romaine en 1857 (d'après la carte topographique de l'Atlas cadastral de Vaucluse dressée sur les auspices du Conseil Général et de Mr O. de Bréville, Service du Cadastre, Orange, France). Les milieux riverains aujourd'hui occupés par une ripisylve dominée par les peupliers étaient alors très convoités pour l'agriculture. Ils étaient labourés afin de répondre à la forte pression démographique qui s'exprimait sur ces territoires.



Photo 1 : la forêt alluviale de l'Ain, France, durant la crue de 1993. Un corridor boisé d'une grande diversité spécifique fréquemment soumis à l'inondation et servant au ralentissement dynamique de l'écoulement pour préserver les milieux plus humanisés de l'aval.

chiant les usagers dans la prise de décision (Barraqué, 1994).

De fait, certaines pratiques de gestion qui avaient été systématisées sur le territoire national sont aujourd'hui remises en cause car elles peuvent endommager le réseau fluvial sans que financièrement le bénéfice que l'on tire de cette dégradation soit démontré. On a aujourd'hui tendance à considérer qu'il faut complexifier nos pratiques de gestion en définissant des objectifs plus clairs et que certaines pratiques justifiées en un lieu, ne le sont plus du tout sur un autre tronçon :

- L'inondation, hier considérée unilatéralement comme un risque, est aujourd'hui perçue également comme un bienfait écologique (voir photo 1). Les décideurs ont pris conscience que pour préserver tel secteur de l'inondation, il faut par ailleurs accepter que tel autre puisse être inondé (loi Bachelot de juillet 2003 relative aux risques naturels). Il s'agit alors de concilier gestion du risque et gestion écologique (ENCART). Le concept de ralentissement dynamique de l'écoulement est ainsi entré dans la législation française alors que les gestionnaires de ce pays avaient pour mission d'assurer traditionnellement un libre écoulement des eaux (Chastan, 2004).

- L'érosion des berges était hier un problème que tous combattaient. Une fois encore, les gestionnaires ont pris conscience que l'érosion n'est pas seulement une source de dommages mais peut être à l'origine de bénéfices, écologiques d'abord (voir photo 2), plus directement financiers ensuite, lorsque

celle-ci introduit du sédiment dans un cours d'eau déficitaire, qui est en voie d'incision et où la déstabilisation par affouillement d'ouvrages implantés depuis des décennies devient un enjeu collectif. C'est ainsi qu'est née la notion d'espace de liberté, ou fuseau de mobilité (Malavoi et al. 1998). Il s'agit de définir une bande alluviale au sein de laquelle la collectivité accepte que se manifeste l'érosion pour répondre à tel ou tel objectif ou encore simplement parce que la politique de protection de berges n'est pas rentable compte tenu des enjeux à protéger.

- La question de la présence de bois morts, dans les cours d'eau français est aujourd'hui ré-évaluée. Il s'agit d'une préoccupation non seulement des services de l'Etat et des collectivités territoriales qui ont en charge la gestion des risques (inondation, érosion) mais également de certains usagers (gestionnaires de barrages et autres infrastructures). La formation d'embâcles peut provoquer des dommages au niveau des ouvrages et augmenter localement la rugosité hydraulique et la fréquence de l'inondation. Toutefois, si le boisement continu des corridors fluviaux et le vieillissement des peuplements

Le polder d'Erstein sur le Rhin : une forêt alluviale à nouveau inondable afin de protéger les populations contre l'inondation et restaurer les écosystèmes

Les submersions écologiques se font avec des hauteurs d'eau réduites et une fréquence assez élevée (annuelle). Elles sont destinées à favoriser l'adaptation aux situations de submersion des biocénoses présentes dans la zone de rétention et à réduire ainsi le risque de conséquences de la rétention des crues sur l'écosystème. Elles participent également à la restauration des écosystèmes alluviaux en redonnant, notamment aux hydrosystèmes, une dynamique proche de celle qui existait naturellement avant les travaux d'aménagement du Rhin. La réalisation de submersions écologiques permet donc de concilier un double objectif : protéger les populations contre les crues et restaurer les écosystèmes alluviaux typiques rhénans. Ces initiatives s'inscrivent pleinement dans les recommandations de la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR), mais également dans les objectifs de restauration des zones alluviales figurant dans le programme Rhin 2020 que la France a approuvé lors de la Conférence ministérielle de Strasbourg de janvier 2001.

Source :

http://www.vnf.fr/vnf/img/cms/Domaine_public_fluvial/hidden/dp_200411191502.pdf



Photo 2 : la convexité du méandre de Mollon sur l'Ain, France. Le banc de galets est en construction permanente depuis près de 50 ans du fait de l'érosion très active de la berge concave (plus de 5 m par an avec des maxima de 20 m / an). Cette construction progressive permet que s'exprime dans le paysage une succession végétale depuis les unités pionnières herbacées, discontinues (sur le haut du banc) jusqu'aux stades forestiers les plus évolués (en arrière plan), en passant par différents stades arbustifs et arborescents. Sans l'érosion de berge, cette structure de la végétation qui fait la singularité des forêts alluviales ne pourrait pas s'exprimer.



Photo 3 : l'embâcle de bois dans les cours d'eau, une structure créatrice d'habitats de qualité pour différentes espèces piscicoles : des zones de dépôts sédimentaires dans les secteurs de moindre vitesse propices aux frayères, des abris naturels pour assurer la protection des individus lors des crues ou contre les prédateurs, des zones de courant proches d'abris et constituant des aires d'alimentation pour les salmonidés.

rendent de plus en plus courantes les situations de risques, il convient également de prendre en compte les effets bénéfiques de cette évolution, qu'ils soient d'ordre hydrologique ou écologique (Gregory et al., 2003 ; Thévenet, 1998) (voir photo 3). Aujourd'hui, il paraît indispensable de modifier nos pratiques de gestion. Les plans d'entretien sectorisés qui s'appuient sur une définition claire des objectifs à atteindre en matière d'intervention, permettent aujourd'hui de mieux présen-

des arguments qui sont aujourd'hui discutables d'un point de vue scientifique et qui ne considèrent pas le concept de ralentissement dynamique, tel qu'il est actuellement envisagé, notamment dans la loi Bachelot de juillet

ver les embâcles qui sont bénéfiques pour la faune aquatique (Boyer et al., 1998). Néanmoins, il convient encore de faire évoluer notre législation qui encourage ce type d'actions en s'appuyant sur

2003. Par ailleurs, il est également important d'engager d'autres formes d'action que le simple entretien pour se prémunir contre les nuisances que provoque le bois mort car ces actions, dont l'efficacité est démontrée dans des environnements agricoles où les peuplements forestiers riverains sont limités, deviennent moins pertinentes lorsque l'environnement est boisé (Piégay, 2003 ; Dufour et al., 2003). Dans ce contexte, il devient illusoire d'intervenir sur la structure de la forêt alluviale, il est plus pertinent d'agir alors sur le bois une fois qu'il est dans le chenal. Les bois morts étant très mobiles dans le système fluvial, il peut alors être nécessaire de réguler les flux par la mise en place d'ouvrages de rétention (Hartlieb et Bezzola, 2000) (voir photo 4). Une telle démarche permet par ailleurs de pouvoir laisser du bois dans certains tronçons, voire d'en réintroduire, pour améliorer les conditions d'habitat piscicole tout en se préservant de leurs impacts hydrauliques potentiels à l'aval.

Hervé PIEGAY
CNRS - Centre National de la
Recherche Scientifique
Unité Mixte de Recherche 5600 -
"Environnement - Ville - Société"

18, rue Chevreul
 F - 69362 LYON Cedex 07
 FRANCE



Photo 4 : un piège à corps flottants implanté à l'amont de l'agglomération de Bourgoin-Jallieu dans un lit majeur surbaissé localisé dans une concavité de la Bourbre. La photographie est prise en 2002 à la suite d'une crue importante de la rivière démontrant la capacité du piège à retenir une partie des corps flottants en transit.

Références citées :

AMEZAL A. 1996. 'Pour une stratégie de gestion équilibrée des milieux aquatiques et humides du bassin Seine-Normandie', in : 24^e journées de l'Hydraulique : L'eau, l'homme et la nature, Société Hydrotechnique de France, Paris, France, 317-324.

BARRAQUÉ B. 1994. 'Problématique sociologique de la gestion intégrée des rivières', In M. Mormont (ed.) : Les contrats de rivières, Environnement et Société n°13, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon, Belgique.

BOYER, M., PIÉGAY, H., RUFFINONI, C., CITTERIO, A., BOURGERY, C., CAILLEBOTE, P. 1998. Guide technique SDAGE - La gestion des boisements de rivière. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 2 volumes, 49 p et 56 p + annexes.

BOYER, M., PIÉGAY, H. 2003. Réhabilitation, restauration et entretien des ripisylves. In : Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. (Coord.), les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions, gestion. Institut pour le Développement Forestier, Paris, pp. 390-413.

CHASTAN B. (coord.) 2004. Le ralentissement dynamique pour la prévention des inondations. GUIDE des aménagements associant l'épandage des crues dans le lit majeur et leur écrêtement dans de petits ouvrages. 131 pp. CEMAGREF, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

http://www.languedocroussillon.ecologie.gouv.fr/risques/Guide_RD.pdf

COMBE P.M., 2003, l'intérêt économique des ripisylves. In : Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. (Coord.), les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions, gestion. Institut pour le Développement Forestier, Paris, pp. 330-351.

DUFOUR S., MOULIN B. ET PIÉGAY H., 2003. "Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges ?" *Foresterranée*, XXIV(3) : 335-345.

DUPONT P. 1991. 'La gestion intégrée des milieux aquatiques, une démarche nécessaire et incontournable' *La Houille Blanche*, 7-8 : 591-594.

GREGORY, S.V., BOYER, K.L., GURNELL, A.M. (coord.) 2003. *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.

HARTLIEB, A., BEZZOLA, G.R. 2000. Ein überblick zur schwemmholzproblematik. *Wasser, Energie, Luft*, 92, 1/2 : 1-5.

LACHAT B., PIÉGAY H. ET PETIT C., 1999, "La protection des berges : de la bonne utilisation des techniques végétales", *Forêt - Entreprise*, 126 : 41-45.

LAURENT J.L. 1996. 'Le concept de gestion intégrée, sa nécessité. Quelques exemples.' *La Houille blanche*, 3 : 18-19.

MALAVOI JR, BRAVARD JP, PIÉGAY H, HÉROUIN E, RAMEZ P. 1998. Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Guide technique n°2, SDAGE RMC, 39 pp.

PIÉGAY H., STROFFEK S. 2000, "La gestion physique des cours d'eau : des extrêmes au milieu", in : Bravard J.P. (ed.), "Les régions françaises face aux extrêmes hydrologiques", SEDES, Paris, 247-274.

PIÉGAY H., DUPONT P., FABY J.A., 2002. "Questions of water resources management : feedback of the French implemented plans SAGE and SDAGE (1992-1999)". *Water Policy* 4(3) : 239-262.

PIÉGAY H., 2003. "Le bois mort, un élément nouveau à prendre en compte dans la gestion des cours d'eau français". *Wasser, Energie, Luft*. 11-12 : 370-373.

PIÉGAY H., PAUTOU G., BRAVARD J.P., 2003, "Les ripisylves du Rhône et de ses affluents : une histoire contemporaine", In : Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C., "Les forêts riveraines : écologie, fonctions, gestion", Institut pour le Développement Forestier, Paris, pp. 72-92.

POINT P. (coordonateur), 1999a. La valeur économique des hydrosystèmes. Méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés, Paris, Economica, 211 p. (GIP Hydrosystèmes).

THEVENET, A. 1998. Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grands cours d'eau, pour une prise en compte de la dimension écologique des débris ligneux grossiers dans la gestion des cours d'eau, Thèse de doctorat, Univ. Lyon I.

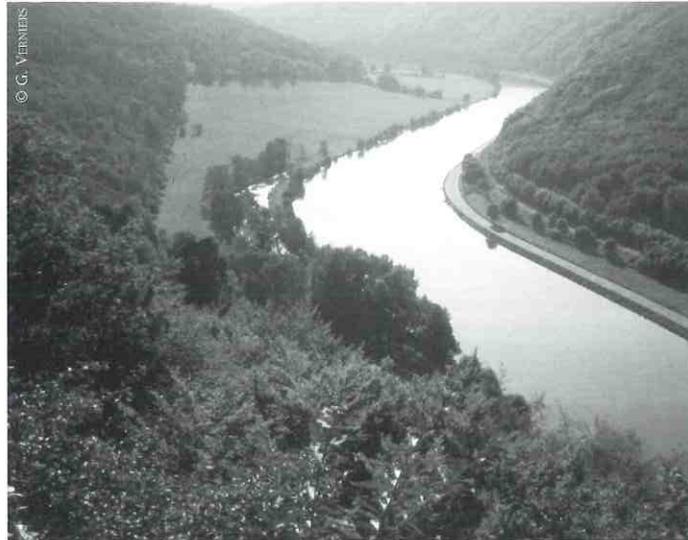
Ressources et gestion halieutiques en Meuse belge

Geoffroy EVRARD / geoffroy.evrard@fundp.ac.be, Sylvain FLAMANT et Jean-Claude MICHA

Introduction

L'étude de l'exploitation et de la gestion des ressources vivantes aquatiques, ce que l'on appelle la science halieutique, est au cœur des préoccupations actuelles dans le cadre du développement durable. Il n'y a qu'à regarder la diminution, due à la surexploitation, des captures en espèces démersales (p.e. morue) dans l'Atlantique Nord pour s'en convaincre. A une échelle plus petite, la gestion des stocks de poissons, dans un fleuve comme la Meuse, ne semble pas souffrir d'une situation aussi alarmante. A l'instar des pratiques de pêche commerciale en mer, la gestion des ressources ichtyologiques des eaux intérieures connaît depuis quelques années une remise en question des pratiques utilisées et une réflexion allant vers des plans de gestion plus durable de l'écosystème aquatique (p.e. l'approche écosystémique) ainsi que de son exploitation.

Dans le contexte mosan, l'utilisation de la ressource en poissons appartient à la seule pêche récréative. A l'heure actuelle, il se produit dans les rangs des pêcheurs à la ligne une érosion des effectifs que l'on peut rencontrer le long des berges de la Meuse depuis 1990 (mais aussi partout en Wallonie, avec 69.456 pêcheurs pour 2003 alors qu'ils étaient 77.068 à s'être acquitté d'un permis en 1999 [Balzat, 2001, 2004]). Différents facteurs sont rendus responsables de cette perte d'intérêt;



La Meuse à Freyr

comme la dégradation du milieu et de la qualité des eaux, la concurrence avec d'autres loisirs plus "actuels" et même, pour certains, la gestion traditionnelle des stocks. En parallèle, depuis le début des années nonantes, les pêcheurs mosans se plaignent de la diminution de leurs prises, tant en poissons "blancs" (cyprins) qu'en carnassiers (brochet, sandre, etc.) et la plupart d'entre eux accuse les populations hivernantes de grands cormorans ayant établi des dortoirs tout le long du cours belge de la Meuse.

Quant à la gestion halieutique, dans tous les cours d'eau de la Région wallonne, la pêche et la qualité de l'eau relève du Ministère de la Région wallonne (Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement). Pour la Meuse, elle est essentiellement assurée par le Fonds Piscicole de Wallonie dont le rôle est d'améliorer la pêche en général, renforcer la surveillance du milieu et assurer le repoponnement.

Récemment, il s'est engagé dans de nouvelles orientations de promotion de la pêche et de subsidiation des fédérations de pêcheurs dont on ne pourra évaluer les résultats que dans quelques années. La gestion piscicole actuelle peut être divisée en 4 aspects : les rempoissonnements divers; le contrôle de ceux-ci (essentiellement sanitaire); les travaux de réhabilitations (restauration de frayère, libre circulation des poissons, etc.); et des travaux d'intérêts généraux (p.e. recherches scientifiques). A

l'heure actuelle, la gestion mosane est essentiellement basée sur le repeuplement mais la situation change et des solutions pour améliorer l'état de santé de l'écosystème sont prises en considération pour une gestion durable des ressources en poissons.

La Meuse et ses noues

La Meuse (nl. Maas ; wa. Moûze) est un fleuve européen de 950 km de long qui prend sa source en France (plateau de Langres), et s'écoule à travers la Belgique (Dinant, Namur, Huy, Liège) et les Pays-Bas (Maastricht, Roermond, Venlo) avant de rejoindre le Rhin pour former un large delta commun et se jeter dans la mer du Nord. Son bassin versant est partagé entre 5 pays (F, B, NL, All., Lux.) et couvre une superficie d'environ 36.000 km² dont 13.500 km² en Belgique (plus de 40 % du territoire belge). En Belgique, on peut la diviser d'un point de vue hydromorphologique en Meuse moyenne supé-

¹ Le Fonds Piscicole est institué en organisme d'intérêt public (de type A). Son fonctionnement et ses actions se font sur base d'un prélèvement complet du prix des permis de pêche de la Région wallonne depuis 1999.

rière de la frontière française à Namur, en Meuse moyenne inférieure entre Namur et Liège et Basse Meuse après Liège. La qualité de l'eau de la Meuse diminue à mesure que l'on se dirige vers l'aval, notamment suite à sa confluence avec la Sambre à hauteur de Namur, mais aussi à cause des nombreuses agglomérations qu'elle traverse, comme par exemple la ville de Liège. Elle constitue une des plus importantes voies navigables du nord de l'Europe et traverse des régions minières et industrielles à

forte densité de population. Son parcours a d'ailleurs été fortement modifié pour assurer la navigation depuis les années 1800. Actuellement, 16 barrages divisent le fleuve sur son parcours belge et son gabarit permet d'accueillir des péniches pouvant atteindre 9.000 t, entre Namur et Liège.

Il va de soi que des aménagements aussi drastiques, couplés à d'autres facteurs anthropiques, ont perturbé fortement l'évolution naturelle du fleuve, comme ailleurs en Europe. Cowx [2000] assure d'ailleurs que des activités telles que l'agriculture, la déforestation, la navigation, la canalisation, l'urbanisation, la pollution ont altéré l'écosystème fluvial, probablement plus profondément que l'écosystème terrestre. Les interférences humaines sur l'écosystème Meuse ont été et sont encore très nombreuses (occupation et altération de la plaine alluviale, modification du lit, destruction d'habitats, pollution, etc.). Des exemples de modification de la biocénose ichtyologique mosane sont explicités plus loin.

La Meuse possède une particularité écologique intéressante. Le cours de la Meuse moyenne supérieure comporte cinq annexe fluviales appelées "noues" (Waulsort, Colébi, Moniat, Tailfer 1 & 2) (voir figure 1). Ces plans d'eau ont été formés lors de la rectification du cours principal.

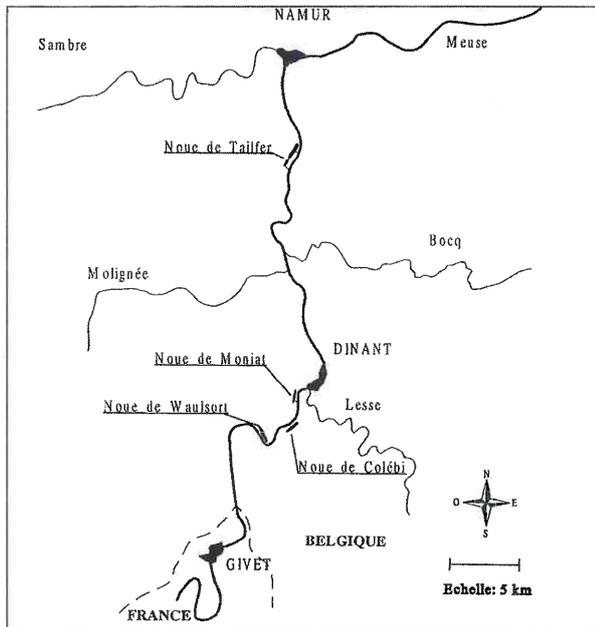


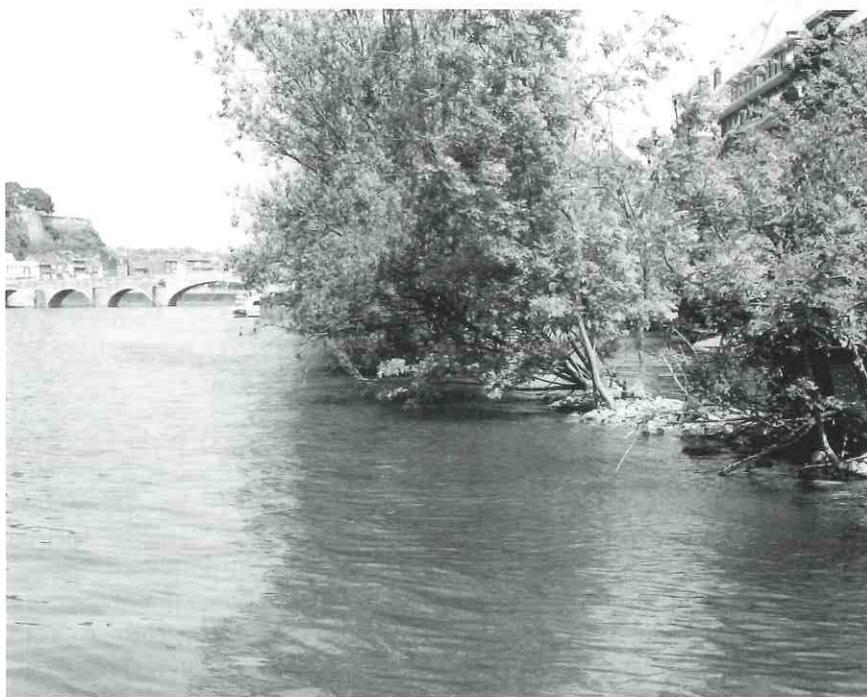
Figure 1 : cours de la Meuse moyenne supérieure et situation des noues.

Les noues peuvent jouer différents rôles écologiques : régulation du régime des eaux lors des crues, épuration naturelle, zone refuge pour la flore et la faune aquatique, zone de reproduction pour poissons adultes du fleuve, zone de nutrition et de nurseries pour les juvéniles. Il est évident que les intérêts sont d'autant plus importants que la connectivité avec le fleuve est assurée de manière assez régulière.

Les peuplements de poissons des noues sont relativement bien connus grâce aux vidanges régulières réalisées lors des "chômages techniques" mosans. Des recensements complets ont montré que la densité pouvait atteindre ± 22.000 ind./ha pour une biomasse de 470 kg/ha. Notons que la biomasse et la production pisciaires sont plus importantes dans les annexes fluviales que dans le cours principal du fleuve [Tans, 2000]. La biomasse du cours principal est évaluée à environ 250 - 400 kg à l'hectare.

Deux caractéristiques ichtyologiques sont importantes à constater :

- l'abondance relative en jeunes poissons (entre 0 et 2 ans) est très élevée, parfois jusqu'à 98 % des individus, ce qui rend compte du potentiel énorme des noues dans la reproduction et le nourrissage des alevins ;
- la présence de nombreuses espèces prédatrices (anguille, brochet, perche et sandre) dont les densités peuvent dépasser les 3500 individus à l'hectare et qui servent de réservoir de biomasse pour le cours principal du fleuve.



Un frayère à Jambes

© U.I.R.B.O Namur



Le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*).

La pêche récréative en Meuse

Si la Meuse aux Pays-Bas fait encore l'objet de pêches commerciales, seule la pêche récréative à la ligne est permise sur le cours belge du fleuve. En Wallonie, la Meuse étant classée comme un cours d'eau "banal", tous détenteur d'un permis de la Région wallonne possède le droit d'y exercer une action de pêche réglementée. Nous pouvons rencontrer plusieurs types de pêcheurs le long des berges :

- La technique de pêche la plus fréquemment rencontrée en Haute Meuse est la pêche au coup. La pêche au coup se pratique avec une longue canne, le pêcheur amorce (soit avec des farines que l'on peut réaliser soit même ou acheter dans le commerce, soit avec des graines cuites comme du blé ou du chanvre) un "coup", c'est-à-dire une place la plus réduite possible dans laquelle il exercera son action de pêche. Les appâts les plus fréquemment utilisés sont les asticots, les vers de vases, ou les graines elles mêmes. Les poissons visés sont le plus souvent de la famille des cyprinidés : gardons, brèmes, tanches, carpes, ..., quoique la pêche à la graine attire principalement les gardons. Les pêcheurs remettent généralement leurs prises à l'eau en bonne condition, à l'except-

tion de poissons utilisés comme appâts ou lorsque la capture concerne de grands spécimens. Ils ont un impact minimal sur les communautés naturelles ;

- En deuxième position viennent les pêcheurs de "petits blanc", c'est-à-dire les petits gardons, goujons, ablettes, etc. Ces poissons sont pêchés par les pêcheurs chevronnés pour être utilisés comme appât dans la pêche de poissons carnassiers, ou, étant économiquement abordable et facile à pratiquer, elle permet de réaliser le bonheur des plus jeunes et des débutants ;

- Une technique de pêche également fréquemment rencontrée en Meuse est la pêche au "feeder". Elle consiste à placer un peu d'amorce dans un "amorçoir", dispositif cylindrique accroché à la ligne à une quarantaine de centimètres de l'hameçon. La ligne est ensuite lancée à l'eau, parfois loin du bord, et l'amorce diffuse lentement dans l'eau, attirant les poissons près de l'appât (voir figure

2). Les poissons visés par cette technique sont le plus souvent de gros cyprinidés comme la carpe, la tanche ou la brème ;

- Les pêcheurs aux carnassiers, recherchant sandre, brochet et anguille. Ils gardent plus volontiers leurs prises pour leur consommation ou la revente. Les carnassiers peuvent être pêchés soit aux appâts naturels comme les poissons vivants, poissons morts posés ou morts maniés, vers de terres (...) ou aux appâts artificiels tels que leurres souples, poissons nageurs ou cuillers. Enfin, un cocktail varié d'autres techniques peut occasionnellement être observé : carpistes, pêcheurs de silures, etc.

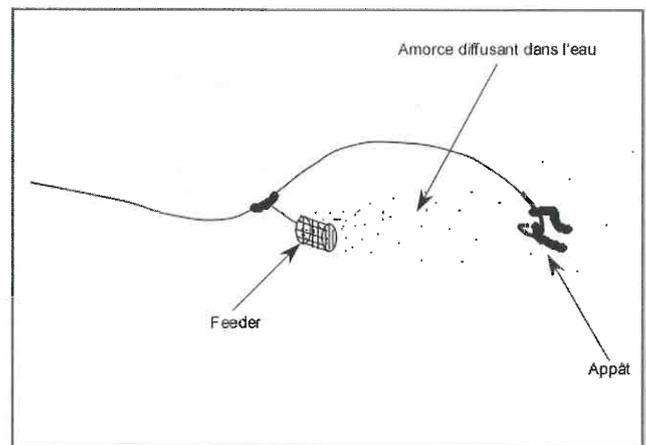


Figure 2 : schéma illustrant le principe de la pêche au feeder.

En ce qui concerne l'utilisation des ressources en poissons du fleuve, l'effort de pêche et les captures totales en gardons avaient été évaluées sur une année complète [Evrard & Micha, 2003]. Sachant que le gardon est l'espèce sans doute la plus capturée en Meuse, l'exploitation des autres espèces est moindre et de même grandeur que leur abondance relative dans le milieu. L'effort total de capture, exprimé en pêcheur-heure (nombre d'heure de pêche réalisée), représentait pour l'année 2002 environ 19.000 pêcheurs-heures. Ce chiffre équivaut pour la même année, en nombre de gardons capturés, à une quantité de \pm 80.000 individus dont seulement 15 % sont prélevés du fleuve, le reste y étant remis à l'eau.

La biocénose ichtyologique

Durant le siècle dernier, les activités humaines ont gravement perturbé l'écosystème Meuse, entraînant un appauvrissement de son peuplement en poissons et de son potentiel halieutique. C'est pourquoi le statut démographique des espèces mosanes a connu de grands changements. A l'heure actuelle, sur les 40 espèces connues en Meuse belge (Statut UICN 1999) :

- 5 sont éteintes : esturgeon, alose feinte et grande alose, saumon atlantique, lamproie fluviale ;

- 6 sont en danger critique : able de Heckel, ide mélanote, loche de rivière, loche d'étang, lotte de rivière et petite lamproie ;

- 2 sont considérées comme vulnérables : chabot et chevaine ;

- 7 espèces courent de faibles risques mais sont dépendantes d'une conservation : carassin, rotengle, tanche, loche franche, brochet, épinoche et épinochette ;

- 13 ne semblent pas menacées dans l'immédiat : brème commune, ablette spirilin, ablette commune, barbeau, brème bordelière, hotu, carpe commune, goujon, vandoise, vairon, gardon, grémille, et perche ;

- et 7 espèces ont été introduites et leur dynamique peu connue : carassin doré, poisson-chat, poisson-chien, pseudorasbora, perche soleil, silure glane et sandre.

A titre d'exemple, les abondances relatives des principales espèces capturées par pêches expérimentales (filets maillants et électricité) sont reprises à la figure 3.

Les activités humaines responsables de ces changements dans la communauté piscicole sont nombreuses. La construction de barrages, entraînant entre autre le déclin des espèces migratrices (saumon, aloses), est sans doute le facteur déterminant dans l'évolution des communautés de pois-

sons. Selon la règle des pentes de Huet (1949), la Meuse moyenne supérieure devrait appartenir à la zone à barbeaux mais les barrages subdivisent le fleuve en biefs à caractère lentique, peu favorable aux cyprins d'eaux vives. En conséquence, les espèces rencontrées (brème, gardon,...) sont caractéristiques de la zone à brèmes.

De plus, les aménagements du cours d'eau pour la navigation moderne (approfondissement, canalisation) ont diminué fortement la diversité des lieux de ponte et d'habitat vitaux de nombreuses espèces. Notons, par exemple, la disparition des radiers indispensables au dépôt des œufs des espèces rhéophiles (barbeau, hotu,...) et la réduction de la végétation rivulaire entraînant un préjudice à la reproduction d'espèces phytophiles comme le brochet et la tanche. A cela s'ajoutent les effets quasi permanents de la pollution des eaux et du braconnage.

Deux études ont récemment été menées par les Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix de Namur, concernant 2 espèces de cyprinidés normalement abondantes en Meuse et exploitées par la pêche : le gardon [Evrard & Micha, 2003] et la brème commune [Flamant, 2004]. Les objectifs étaient de diagnostiquer l'état des populations en quantifiant les para-

mètres de dynamique de population (à savoir : croissance, mortalité, densité et biomasse) pour définir une stratégie de gestion appropriée des stocks de ces 2 espèces.

En ce qui concerne l'état des stocks de gardons, la croissance et la mortalité ne semblent pas avoir changé depuis 1992. La première est normale et typique de tous les grands fleuves européens et la seconde est essentiellement naturelle, la mortalité par pêche ne représentant que 5 % de la mortalité totale. La biomasse a été évaluée à 225 kg/ha pour une densité d'environ 3740 ind./ha. Notons que selon les résultats de diverses séries de pêches expérimentales menées sur le fleuve, la biomasse ichtyologique évoluerait, selon le bief, entre 250 et 400 kg/ha. La productivité, quant à elle, serait approximativement de 125 à 300 kg/ha/an. Ce qui fait du stock de gardon la principale ressource en Meuse. Cette espèce est d'ailleurs la prise favorite des pêcheurs à la ligne fréquentant le bord du fleuve. De ces résultats, le rempoissonnement traditionnel en gardon (qui représenterait à peine 2 % de la biomasse) est interrompu, entre la frontière française et Maizeret, à titre expérimental, au profit d'autres espèces et aménagements. Quant à la brème commune, avec une biomasse estimée entre 128 et 142 kg/ha (pour 260 à

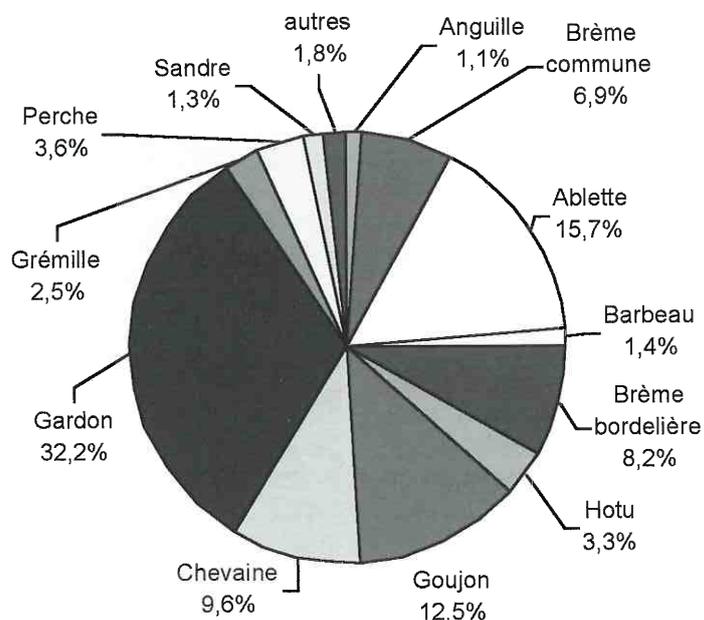


Figure 3 : abondance relative moyenne des différentes espèces ichtyologiques en Meuse pour les années 1998-2000 [Goffaux et al., 2001].

290 poissons/ha), il s'agit bien de l'espèce caractéristique de la zonation reprise par Huet. Ces 2 espèces ne semblent pas, en plus, subir une grande influence de la prédation des grands cormorans se nourrissant en Meuse (plusieurs milliers d'hivernants sur le cours d'eau).

Les rempoissonnements

Dans l'historique de la gestion des pêcheries continentales, la diminution de la qualité de l'environnement aquatique ajouté à une gestion à long terme inappropriée a conduit à l'utilisation quasi exclusive de pratiques de soutien des populations, comme le repeuplement, pour enrayer les dégradations anthropogéniques [Arlinghaus et al., 2002]. C'est également le cas en Meuse belge : dans chaque Commission Piscicole Provinciale (Namur et Liège), le poste budgétaire le plus gourmand est celui des rempoissonnements, avec environ 36 % du budget du Fonds Piscicole (chiffres 2003). Cela s'explique par une certaine méconnaissance des mécanismes de fonctionnement interne de l'écosystème aquatique (production naturelle, reproduction, prélèvements), y compris par les pêcheurs et entraîne une politique basée sur des repeuplements fréquents tantôt utiles au maintien des populations, tantôt inutiles surtout dans un grand réseau fluvial.

Les rempoissonnements sont utilisés essentiellement dans 4 objectifs : en compensation à des espèces natives qui ont subi une perturbation d'origine humaine (saumon atlantique) ; pour maintenir une population en place souffrant de sur-pêche ou d'un recrutement insuffisant (brochet) ; comme soutien pour entretenir une productivité et un rendement de pêche élevé (gardon) ; et pour la conservation d'espèces menacées (ide mélanote). Il semble que le repeuplement soit la pratique la plus utilisée, mais ce n'est pas toujours le moyen le plus approprié et il est urgent de mettre en place une gestion durable et réfléchie de la ressource en poissons des écosystèmes aquatiques continentaux [Cowx, 1999].

Pour certains scientifiques, le repeuplement représente une sérieuse menace à la biodiversité des espèces de poissons [Collares-Pereira et al., 2002]. Le rempoissonnement et l'introduction d'espèces peuvent être dommageables pour les stocks natifs à travers des mécanismes tels que la contamination génétique, l'hybridation, la prédation, la compétition, la transmission d'agents pathogènes, les changements dans la structure de communauté, etc. [Cowx, 1994]. De plus, la gestion est orientée vers la satisfaction de la communauté des pêcheurs récréatifs et les rempoissonnements ne sont utilisés quasiment que dans ce but. Les objectifs de repeuplements devraient être considérés comme un compromis entre la conservation et la protection de l'écosystème, le facteur économique, la sécurité alimentaire et le rôle social. Cependant, le fait fondamental qui est souvent négligé lors de la décision de ces pratiques est de répondre à "pourquoi le stock de poissons a-t-il besoin d'un soutien ?". C'est en trouvant une solution à cette question qu'une gestion durable de la ressource peut aboutir [Cowx, 1999]. D'ailleurs, le repeuplement est considéré comme un outil de gestion valable qui doit compléter la réhabilitation physique de l'environnement si l'on veut aboutir à l'amélioration

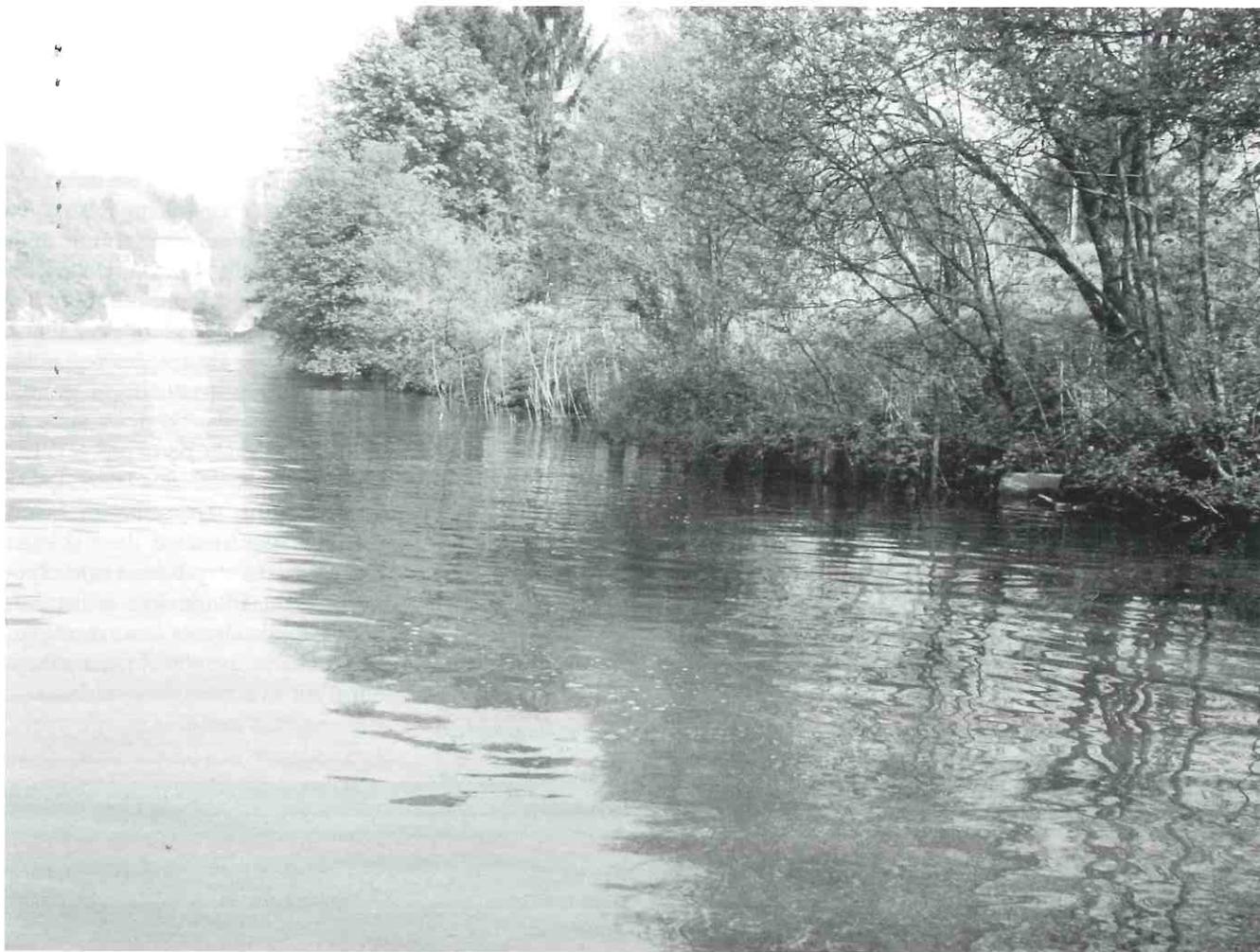
à long-terme de la quantité et la qualité de la ressource en poissons.

Comme le disent certains pêcheurs : "Il vaut mieux lutter pour la préservation et la restauration des milieux aquatiques, que d'essayer de cacher leurs dégradations en déversant des poissons".

Prenons un exemple, pour que le repeuplement de brochet soit efficace, il est indispensable de disposer, au préalable, d'habitats pour adultes de bonne qualité. Ils se reproduisaient jadis sur les herbiers situés dans les prairies inondées. Pour cette espèce, le recrutement dépend beaucoup plus des conditions environnementales que du nombre de géniteurs. Ainsi si le milieu de vie assure des conditions de reproduction et de survie acceptables (densité de végétation importante), l'introduction de juvéniles provoque une compétition pour l'habitat et la nourriture qui ramènera l'effectif au niveau initial. De plus, c'est une espèce qui a de fortes exigences d'habitats, différents suivant le stade de développement. L'équilibre du stock est donc très limité et il ne répond pas toujours à la demande halieutique. En d'autres termes, vouloir développer les effectifs de brochets, sans modifier la capacité d'accueil et sans améliorer les habitats, est un exercice difficile et périlleux.



© J.Y. RAQUET



© U.R.B.O Namur

Le bief de Tailfer

Vers une gestion durable

Quels sont les enjeux d'une gestion durable en Meuse ? Dans le cadre du développement durable, il faut assurer les besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de rencontrer leurs besoins [WCED, 1987]. Dans le cas qui nous intéresse, il y a trois objectifs principaux : garantir l'exploitation à long terme des ressources naturelles du milieu aquatique ; conserver l'intégrité et la diversité de l'écosystème ; et maintenir le rôle social, récréatif et économique de la pêche et des autres utilisations du milieu.

Comment gérer de façon adéquate la ressource aquatique ? Première étape, définir l'unité fonctionnelle. Ce sera la plus petite unité qui puisse être considérée comme un écosystème et assurer l'ensemble du cycle de vie des populations de poissons.

Seconde étape, définir l' (les) objectif(s). Pour les pêcheurs, ce sera de maximiser la récolte des espèces cibles et pour l'écologiste, préserver la richesse et assurer la pérennité biologique des espèces. En définitive, le gestionnaire doit tenter d'augmenter la production, ou plus exactement augmenter la récolte à long terme sans mettre en danger le stock.

La troisième étape sera de se fixer les moyens pour atteindre ces objectifs. De façon générale, on en distingue 3 types. Les premiers sont les moyens indirects (on agit sur le milieu), par exemple :

- améliorer la qualité de l'eau afin de permettre le développement des populations piscicoles et ce, en continuant à amplifier les efforts d'épuration des rejets d'eaux usées ;
- protéger l'habitat grâce à une diminution de l'impact des travaux hy-

drauliques sur l'habitat des poissons et une restauration de celui-ci ;

- favoriser la reproduction naturelle du poisson par la protection, la restauration et la création de frayères...

C'est ce que l'on peut appeler la gestion des habitats. Son objectif est de réhabiliter les écosystèmes et d'augmenter d'une part la diversité des habitats utilisables pour les poissons, et d'autre part, la qualité des eaux. Elle représente une solution à long terme pour améliorer la qualité des stocks de poissons des eaux continentales.

Les seconds moyens sont directs (on agit sur les populations de poissons), par exemple :

- améliorer la qualité des populations piscicoles en développant préférentiellement les espèces naturelles indigènes ;

- adapter les rempoissonnements aux conditions du milieu et aux objectifs de conservation de la nature. Diminuer progressivement les repeuplements en poissons non indigènes et améliorer la qualité des poissons produits en pisciculture...

Il s'agit d'actions visant le maintien des stocks de poissons et la pêche en particulier. Le développement de la pêche est intimement lié à la qualité des ressources. La législation sur la pêche fluviale tend à assurer la productivité piscicole du milieu en protégeant les espèces sensibles, en interdisant les prélèvements pendant la période de frai, en garantissant la présence d'individus reproducteurs par l'imposition d'une taille minimale de capture. Elle n'intervient pas dans le maintien ou dans l'amélioration de la qualité du milieu, de sorte que l'activité de pêche est largement tributaire du contexte

- Mettre en place un support légal garantissant l'habitat aquatique (libre circulation des poissons, protection des habitats, respect des berges, usages récréatifs du cours d'eau...);

- Sensibiliser et éduquer les pêcheurs et les usagers à la problématique de la gestion des ressources naturelles...

Il est très important d'obtenir, dans le cadre de la gestion durable, un effort concerté pour prévenir et réduire les dégradations environnementales et ainsi, assurer la conservation des populations de poissons (et donc de la pêche) comme une ressource commune renouvelable [Arlinghaus et al., 2002]. Les plans d'actions relatifs à la gestion halieutique doivent intégrer pour une même période (assurément du long terme) les 3 types de moyens

- un soutien à la recherche halieutique garante d'un avenir durable et d'une exploitation rationnelle des stocks de poissons.

Dans le cadre de cette dernière, le Fonds piscicole a participé financièrement à deux études visant l'évaluation des stocks de gardons [Evrard & Micha, 2003] et de brèmes communes [Flamant, 2004]. L'objectif était, d'une part, de vérifier l'utilité des repeuplements et, d'autre part, d'approfondir les connaissances sur la dynamique de populations de ces deux espèces. Les résultats ont montré que les rempoissonnements ne représentaient qu'un très faible pourcentage du stock en place et ont été suspendus à titre expérimental. Du fait de leur redistribution, les fonds alloués à ces repeuplements peuvent maintenant être utilisés pour d'autres actions de soutien.

© G. VERNIERS



© G. VERNIERS

Figures 4 et 5. Exemple de restauration de berge à Waulsort.

extérieur. La mise en place d'une politique au niveau du bassin versant (approche écosystémique) se heurte à la multiplicité des usages de l'eau et à la diversité des pouvoirs de gestion. Cependant, il existe une volonté de concertation entre les différents acteurs et usagers des cours d'eau, récemment concrétisée par l'élaboration du contrat de rivière Haute-Meuse (1992) assurant une prise de conscience du caractère multifonctionnel du cours d'eau.

Les derniers moyens sont du ressort humain. Il s'agit de textes légaux et d'actions sociales :

de gestion existants. Dans le cas contraire, la pérennité de la ressource ne peut pas être assurée. Heureusement, l'utilisation des budgets du Fonds piscicole de Wallonie marque un certain progrès et semble suivre la bonne direction avec :

- une politique des repeuplements tenant compte de la communauté ichtyologique en place et de la pression de pêche sur celle-ci ;

- une participation étendue à la protection et la restauration du milieu aquatique (au minimum 1/7 du budget du Fonds piscicole) ;

Dans le cas d'un cours d'eau navigable, comme la Meuse, la restauration des berges, tout au plus une amélioration, semblent être un aspect de gestion non négligeable. Des schémas d'aménagement sont présentés par Verniers (1988, 1995). La plantation végétale dans la zone littorale des berges (p.e. roselière) fournit un biotope pour de nombreux insectes, poissons, oiseaux et assure un rôle épurateur et paysager. D'ailleurs, Wolter [2001] suggéra que la réhabilitation (même partielle) de la structure rivulaire naturelle de canaux à navigation pourrait améliorer substantiellement la diversité spécifique et contribuer à la conservation de popu-

lations viables d'espèces menacées sans altérer la principale fonction de navigation. De plus d'autres alternatives existent : tenter d'augmenter les biomasses et productivités, dans certains secteurs ayant subi des dégradations, grâce notamment : à l'aménagement de zones à herbiers, d'anciens bras de Meuse ; à la création ou la restauration de frayères ; mais aussi à l'assurance d'une libre circulation entre biefs de productivités différentes. Un bon exemple de restauration intégrée de berge est celui qui a été entrepris par le M.E.T. et la D.N.F. aux environs de Waulsort en rive droite de la Meuse (voir les figures 4 et 5). Ils ont aménagé, le long de la berge érodée, un couloir de hauts-fonds (5-10 m) délimité par une barrière d'enrochement. L'implantation d'espèces végétales aquatiques (phragmites, acores et iris) et la colonisation naturelle des zones de petits enrochements devraient attirer la faune aquatique, augmenter le potentiel de fraie du site et limiter l'érosion due au batillage.

En définitive, la gestion et l'exploitation durable des communautés ichthyologiques ne peuvent être atteintes que si le milieu qui produit la ressource n'est pas menacé. Les solutions doivent donc privilégier essentiellement une meilleure protection et amélioration du milieu aquatique dans son sens le plus large.

Références citées :

- ARLINGHAUS R., MEHNER T. & COWX I.G., 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* 3 : 261-316.
- BALZAT N.-H., 2001. Les permis de pêche en 2000. *Le Pêcheur Belge* 2 : 2-3.
- BALZAT N.-H., 2004. Les permis de pêche en 2003 : un statu quo "positif"... *Le Pêcheur Belge* 6 (juillet-août) : 18.
- COLLARES-PEREIRA M.J., COWX I.G. & COELHO M.M., 2002. *Conservation of Freshwater fish: Options for the Future*. Oxford, Fishing News Books, Blackwell Science, 472 p., ISBN 0-85238-286-3.
- COWX I.G., 1994. Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology* 1: 15-30.
- COWX I.G., 1999. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. *Fisheries Management and ecology* 6: 21-34.
- COWX I.G., 2000. *Management and Ecology of River Fisheries*. Oxford, Fishing News Books, Blackwell Science, 456 p., ISBN 0-85238-250-2.
- EVARD G. & MICHA J.-C., 2003. *Dynamique de population du gardon en Meuse namuroise après arrêt des repeuplements*. Namur, Presses Universitaires de Namur. 32 p., ISBN 2-87037-410-0.
- FLAMANT S., 2004. *Etude des populations de brèmes communes (Abramis brama (L.)) en Haute-Meuse belge*. Namur, Mémoire Licence Sciences Biologiques, F.U.N.D.P. 49 p.
- TANS, M. 2000. *Utilisation de noues de la Meuse en tant que sites de reproduction et de nurserie par les poissons du fleuve*. Namur, Thèse doctorale F.U.N.D.P. 337 p. ISBN 2-87037-327-9.
- VERNIERS G., 1988. *Aménagement écologique des berges des cours d'eau navigables. 2 : Etude de cas : la Meuse et l'Ourthe*. Liège, Groupe Inter-universitaire de Recherches en Ecologie Appliquée. 76 p.
- VERNIERS G., 1995. *Aménagement écologique des berges des cours d'eau. Techniques de stabilisation*. Namur, Presses universitaires de Namur. 77 p., ISBN 2-87037-208-6.
- WOLTER C., 2001. *Conservation of fish species diversity in navigable waterways*. *Landscape and Urban Planning* 53 : 135-144.
- WCED (World Commission on Environment and development), 1987. *Our Common Future*. Oxford, Oxford University Press, 398 p., ISBN 0-19-282080-X.

**Geoffroy EVARD,
Sylvain FLAMANT
et Jean-Claude MICHA**

*Unité de Recherches en Biologie
des Organismes
Facultés Universitaires Notre-
Dame de la Paix*

Rue de Bruxelles, 61
5000 Namur
Tél. : 081/72.43.73.
Fax. : 081/72.43.62.



Le bief de Rivière.

Ecologie, dynamique et gestion des bois morts présents dans les cours d'eau

Frédéric MOUCHET / mouchet.f@fsagx.ac.be, Hervé PIEGAY / piegay@univ-lyon3.fr, Hugues CLAESSENS / Claessens.h@fsagx.ac.be et Jacques RONDEUX / rondeux.j@fsagx.ac.be

La végétation bordant nos cours d'eau (la ripisylve) constitue une source potentielle de bois en rivière. Les accumulations de bois morts, jouant ou non le rôle d'embâcle (entrave à l'écoulement des eaux), influencent le fonctionnement hydraulique, morphologique et biologique du cours d'eau. Bien que l'urbanisation et l'agriculture aient fondamentalement modifié l'aspect de nos cours d'eau, et donc aussi notre perception de ce qu'est un cours d'eau naturel, l'importance du rôle des bois morts dans l'écosystème rivière est maintenant mieux reconnue dans certaines régions du globe comme le nord-ouest des Etats-Unis. En Europe, cette reconnaissance du bois mort comme un élément clé du fonctionnement des cours d'eau tempérés est moins perceptible et les travaux scientifiques dans ce domaine sont plus récents et plus rares. Son intérêt n'est pas perçu par les riverains et les gestionnaires, dont les interventions sont encore et surtout centrées sur l'enlèvement de ces accumulations, considérées comme une source de risque en matière d'inondation et d'érosion, voire même comme un signe de mauvaise gestion.

Cet article vise à dresser une ébauche des connaissances nouvelles acquises dans le domaine de l'écologie, de la dynamique et de la gestion des bois morts présents en rivière. Sur base d'une expérimentation menée sur l'Eau Noire et d'une analyse bibliographique ciblée, nous décrivons les relations liant le bois mort et la faune aquatique, tant sous l'aspect de la diversité des espèces et des habitats (biodiversité) que sous l'aspect quantitatif (productivité piscicole et benthique). Nous nous attacherons ensuite à démontrer l'intérêt de décrire et de bien comprendre la dynamique des bois morts avant de pouvoir entreprendre tout acte de gestion. Nous

concluons enfin par une réflexion relative à la philosophie générale de gestion des bois morts qu'il nous semble utile d'adopter au regard des connaissances scientifiques actuelles.

Lien entre bois mort et biodiversité d'un cours d'eau

Selon Wondzell et Bisson (2003), les bois morts ont davantage été étudiés pour en comprendre l'intérêt dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques que pour tenter de mesurer les effets qu'ils pouvaient avoir sur la biodiversité. Toutefois, ces effets ne sont certainement pas négligeables et se manifestent à différentes échelles spatiales. Ainsi, le bois en rivière est une source de matière organique et nutritive pour les insectes aquatiques (Benke et Wallace, 2003). Il influence la chaîne trophique et la productivité aquatique et donc aussi la composition et la diversité en espèces. Les structures ligneuses servent également d'habitats en créant un substrat particulier, nécessaire, par exemple, pour assurer les cycles de développement de certains macro-invertébrés aquatiques. Ces accumulations de bois complexifient localement les conditions morphologiques et peuvent notamment affecter le style fluvial en favorisant le recouplement des bras en eaux, leur mobilité latérale ou encore en contribuant à la formation d'îlots boisés. A plus grande échelle, ces accumulations permettent la formation de différents faciès d'écoulement, notamment de mouilles, zones surcreusées, profondes constituant des aires d'abri ou de repos pour les salmonidés (Wondzell et Bisson, 2003).

Beaucoup d'études ont montré que le bois en rivière augmente la biodiversité, tant au niveau de l'espèce, en par-

ticulier en macro-invertébrés et en poissons, qu'au niveau de l'écosystème par la diversité des habitats du cours d'eau et leur complexité structurale. Néanmoins, d'autres études ont également montré que le bois mort n'a pas toujours d'effet positif sur la biodiversité. Selon Wondzell et Bisson (2003), ces résultats contrastés mettent en évidence que la plus-value du bois mort est variable selon le type de rivière dans lequel il se situe, mais aussi les caractéristiques structurales et la taille des accumulations. Ainsi, pour certains cours d'eau, pauvres en éléments structuraux (absence de gros blocs et de rochers affleurant, de sous-berges fixés par les systèmes racinaires des arbres de la ripisylve), le bois constitue le seul substrat dur et stable. C'est dans ces situations, qu'il contribue souvent de la manière la plus significative à la biodiversité et ce, à plusieurs échelles spatiales. Cependant, il est délicat de mettre en évidence des relations directes entre les bois morts et la biodiversité (nombre de mouilles, abondance et diversité de la faune piscicole, diversité des macro-invertébrés, ...) car d'autres facteurs interviennent de concert pour influencer ces paramètres, notamment la lumière contrôlée par la ripisylve, le type de substrat et sa structure, la qualité de l'eau, la productivité ou encore la structure morphologique de la rivière. C'est l'interaction de tous ces facteurs, combinée à la présence de débris ligneux grossiers, qui influence la biodiversité.

Dolloff et Warren (2003) soulignent, qu'en l'absence de bois mort, des cours d'eau d'une largeur inférieure à 10 m enregistrent une réduction de la complexité des habitats, de la diversité des espèces et de la productivité, qui peut conduire à une homogénéisation des conditions morphologiques à l'échelle de tout un réseau. Les conséquences d'une forte réduction de la quantité de

bois mort n'ont jamais été mesurées mais elles sont potentiellement significatives pour certains groupes et cycles de vie d'organismes, surtout durant les périodes de stress (étiage, inondation) au cours desquelles les bois morts constituent des refuges de premier choix.

Influence des bois morts sur la productivité piscicole et benthique

Pour étudier l'effet des bois morts sur la faune aquatique, la réalisation de pêches électriques (voir figure 1) et de relevés de macro-invertébrés constituent des expérimentations courantes menées par les scientifiques. Ces procédés mettent régulièrement en avant, pour les cours d'eau à dominance salmonidés (Piégay et Maridet, 1994), mais aussi pour de grandes rivières cyprinicoles (Thévenet, 1998), une abondance totale de poissons et d'invertébrés significativement plus forte en présence de bois mort. Thévenet (1998) met aussi en lumière des espèces de poisson "bois mort" dépendantes, des espèces "bois mort" opportunistes et des espèces "bois mort" indépendantes et montre que les accumulations de débris ligneux les plus étendues (pourcentage de recouvrement élevé) abritent un nombre plus important de poissons (voir figure 2). De manière générale, les abris ligneux les plus utilisés seraient les plus complexes, les plus volumineux, freinant de manière moyenne ou totale le courant. En terme de macro-invertébrés, Elliott (1986) [in Maridet, 1993] constate également qu'immédiatement après l'extraction des embâcles du lit mineur, une réduction respective de 567 à 200 individus/m² et de 28 à 9 individus/échantillon est observée. Cet "effet bois mort" est exacerbé sur des cours d'eau à fond sableux où seules des grosses structures ligneuses peuvent augmenter le nombre d'abris (Maridet, 1993). Après l'enlèvement des embâcles, les poissons peuvent donc être soumis à une diète qui peut provoquer la disparition de certaines classes de tailles très sensibles.



© F. MOUCHET

Figure 1 : inventaire piscicole par pêche électrique (Eau Noire – tronçon témoin "sans bois mort" - septembre 2004).

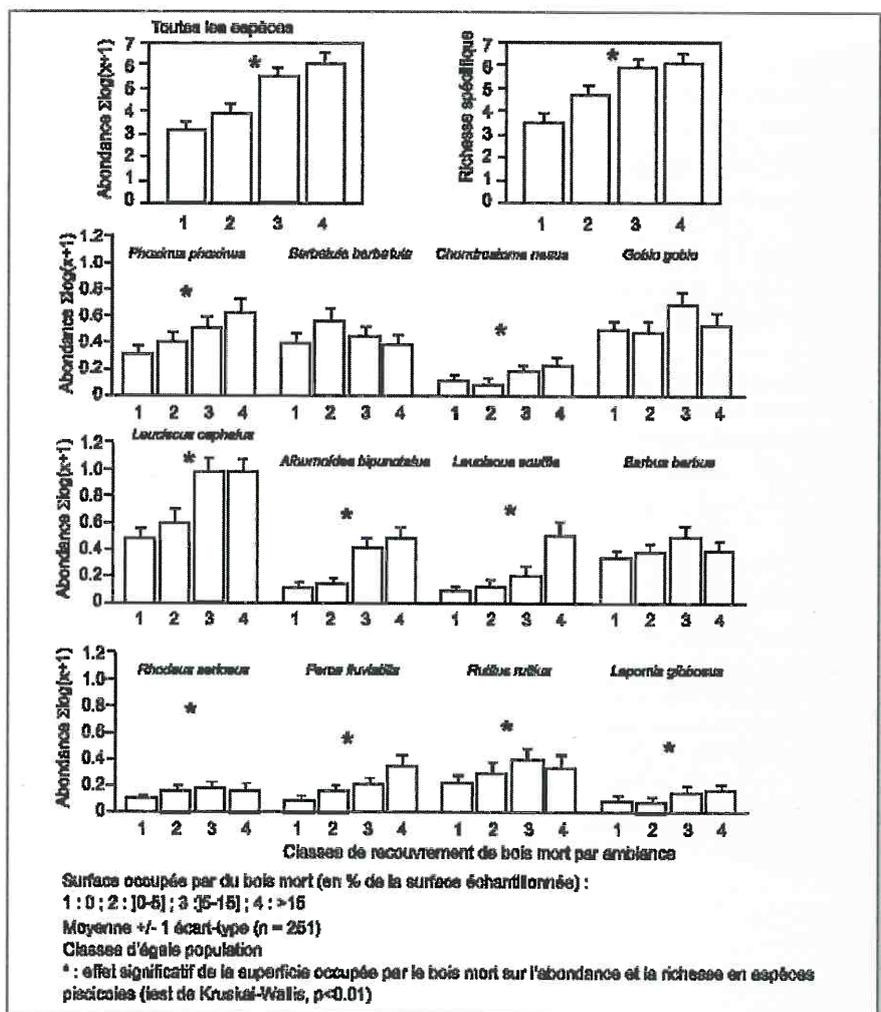


Figure 2 : relation entre la productivité piscicole (totale et par espèce) et l'accumulation de bois mort (pourcentage de recouvrement des débris ligneux) pour trois grands cours d'eau français (Thévenet, 1998).

Pour mettre en avant cet "effet bois mort", une expérimentation¹ a récemment été réalisée sur une portion de rivière de 10-15 m de largeur, peu modifiée par l'action de l'homme et située en zone forestière (l'Eau noire, en amont du lieu dit "Les 3 ponts" dans la commune de Couvin). Sur une partie de son linéaire, la zone d'étude présente un amoncellement de bois morts, de brindilles et de branchages, le plus souvent déposés parallèlement au courant, le long des berges, contre les racines des aulnes (voir figure 3). Un second secteur ayant des caractères proches du précédent mais ne présentant pas de bois mort a servi de témoin. Sur la station avec bois mort, le lit de la rivière est dédoublé et la pré-

sence de débris ligneux peut en être la cause. A contrario, cette conformation de la rivière peut être la raison du maintien de bois mort dans cette zone.

Bien que les résultats de cette expérimentation n'aient pas encore été traités de manière complète, il apparaît que, tant d'un point de vue qualitatif (indices biotiques) que quantitatif (biomasse piscicole), les résultats sont similaires d'une station à l'autre. Toutefois, la quantité de bois mort présente est faible. Il existe donc peut-être un seuil au-delà duquel le bois mort aura un effet. Une autre explication consiste à mettre en avant le rôle essentiel tenu par les nombreux blocs et racines d'arbres, fournissant suffisam-

ment d'abris et de nourriture pour la faune et rendant ainsi le rôle du bois mort plutôt anecdotique. Cette interprétation a également été effectuée sur un cours d'eau à salmonidés du bassin de l'Allier (France). Après l'enlèvement des bois morts, aucun changement n'a été observé en terme de biomasse piscicole (Albert, 2000). La bibliographie existante mentionne ainsi que les embâcles augmentent la qualité de l'habitat piscicole en diversifiant le milieu, en favorisant notamment une succession longitudinale mouille-radier ou en augmentant le nombre d'abris, mais que sur des cours d'eau à forte granulométrie, comme c'est le cas sur la zone que nous avons étudiée, de gros blocs peuvent jouer un rôle identique.

¹ "Etude de la typologie et de la dynamique des forêts ripicoles wallonnes : conséquences pour la gestion hydrologique et biologique des cours d'eau" : convention de recherche menée entre la Région wallonne (Division de l'Eau) et la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux (Unité de Gestion des Ressources forestières et des Milieux naturels)

© E. MOUCHET



Figure 3 : tronçon étudié sur l'Eau Noire avec présence de bois mort.

Mécanismes d'introduction et de mobilité du bois mort en rivière

Dans les cours d'eau de tête de bassin, l'approvisionnement en bois mort dépend largement des bassins versants et de la berge. Selon Thévenet (1998), la combinaison d'événements climatiques (chute de neige, gel, ...) et de phénomènes physiques (glissements de terrain, ...) entraînent des entrées ponctuelles de quantités massives de bois dans le chenal ; le vent assurant lui un apport plus régulier tout au long de l'année (bris de branches, déstabilisation des arbres sur les pentes abruptes). Dans les cours d'eau de rang supérieur (rivière plutôt lente), selon Elozegi et Johnson (2003), l'érosion des berges boisées est le premier mécanisme responsable de l'introduction de bois dans le cours d'eau. La présence de débris ligneux dépend donc de ce processus d'érosion et de sources telles que les forêts et cordons riverains.

L'actuel dépérissement de l'aulne, mis en évidence pour la première fois en Angleterre en 1993, pourrait, au regard de l'évolution actuelle de la maladie qui affecte cette essence en Wallonie, constituer une source de bois mort non négligeable. En effet, dans les cordons riverains, Debruxelles *et al.* (2004) observent une forte augmentation d'aulnes malades ou morts (de 25 à 45 %), le long du réseau hydrographique wallon entre 2002 et 2004. Toutefois, les activités humaines conduisent souvent à une réduction drastique du bois mort présent en rivière. D'une part, en zone agricole et urbaine, le cordon riverain est souvent inexistant ; en Région wallonne, 38 % des berges des cours d'eau ne comportent pas de ripisylve (Mouchet *et al.*, 2004). D'autre part, lorsqu'il existe, le cordon riverain est généralement coupé régulièrement afin d'éviter la chute de bois morts ; les berges sont souvent stabilisées et les bois morts rémanents sont extraits du cours d'eau afin de ne pas contrarier le libre écoulement de l'eau ou occasionner des dégâts aux ponts et autres ouvrages. En conséquence, le lit des zones riveraines agricoles ou urbaines des cours d'eau

est souvent dépouillé de tout bois mort.

Les mécanismes de mobilité du bois en rivière dépendent quant à eux de plusieurs facteurs. En premier lieu, la largeur du lit par rapport à la longueur des bois morts (principalement des troncs d'arbres) régit les conditions locales d'obstruction. La présence de branches et de racines d'arbres ou d'arbustes de berge peut également contribuer à la stabilité des bois morts. En second lieu, le contexte hydraulique, c'est-à-dire les vitesses et la hauteur d'eau, déterminent si un tronc d'arbre peut être pris en charge et flotter, ou même être arraché à la berge. Ainsi, lors de la montée des eaux, les marges boisées sont érodées et du bois entre dans le système ou est re-mobilisé. Sur un grand cours d'eau français, la Drôme, Thévenet (1998) met en évidence lorsque les niveaux d'eau redescendent, que les premiers éléments de rugosité qui stoppent le bois mort sont les haut-fonds. Cette dynamique du bois pendant la crue explique les faibles densités observées à proximité des axes des chenaux principaux, densité encore plus faible dans les chenaux secondaires et sur leurs marges. D'autre part, au premier stade d'une crue, le niveau d'eau augmente petit à petit, immergeant progressivement les accumulations de bois qui deviennent rapidement saturées d'eau, doublant, voire triplant leur masse initiale. Le transport du bois vers l'aval est certainement freiné par ce gain de masse. C'est ce paramètre de stabilité qui définit pour une grande part l'influence des débris ligneux sur le fonctionnement écologique des cours d'eau (Thévenet, 1998)

La taille des bois accumulés et l'orientation des plus grandes pièces de bois constituent des indicateurs de la mobilité du bois en rivière. Des observations faites par Lienkaemper et Swanson (1987) [in Boyer *et al.*, 1998] comparent la situation d'une rivière en 1975 à une autre situation trois ans plus tard suite à une crue. Ces auteurs montrent l'importance du rapport « longueur du bois/largeur du chenal » pour expliquer et prévoir le déplacement du bois. Les troncs plus longs que la largeur du cours d'eau ne se

sont pas déplacés, alors que les débris les plus petits (et qui occasionnent le moins de dommages) peuvent parcourir les plus grandes distances. Celles-ci restent par ailleurs très faibles, de l'ordre d'une centaine de mètres sur ce type de cours d'eau faisant une douzaine de mètres de large. Cette observation est confirmée par une étude récente menée par Roper *et al.* (1998) [in Bisson *et al.*, 2003] montrant que sur 3946 accumulations de bois d'un diamètre supérieur à 30 cm, étudiées dans 94 cours d'eau de l'Oregon et de Washington, seul 20 % d'entre elles ont été remobilisées suite à plusieurs cycles de crues et inondations qui s'avéraient parfois très fortes (ne se produisant en moyenne que tous les 150 ans).

Comment gérer les bois morts présents dans les cours d'eau ?

Bien que les accumulations de bois mort participent au bon fonctionnement de l'écosystème rivière, elles posent trois principaux types de problème (Thévenet, 1998) :

- Elles peuvent créer des encoches d'érosion dans les berges en redistribuant localement les écoulements et en augmentant la fréquence des contraintes critiques ;
- Elles occasionnent des dégâts aux infrastructures (ponts, digues, ...) suite aux chocs ou à l'obstruction de leur section d'écoulement ;
- Elles ralentissent l'écoulement des eaux lors des crues et peuvent de ce fait induire des inondations localisées à l'amont de l'embâcle ;

Ces risques n'ont toutefois pas la même importance sur toute la longueur d'un cours d'eau. Ils se déclinent selon la nature et l'intensité des activités humaines, localement et en aval, et selon les caractéristiques propres du cours d'eau et du bois mort présent. Ainsi, une gestion sectorisée et donc variable selon la situation et les enjeux, identifiant des secteurs à préserver, des secteurs à réhabiliter et d'autres à entretenir plus ou moins fortement selon

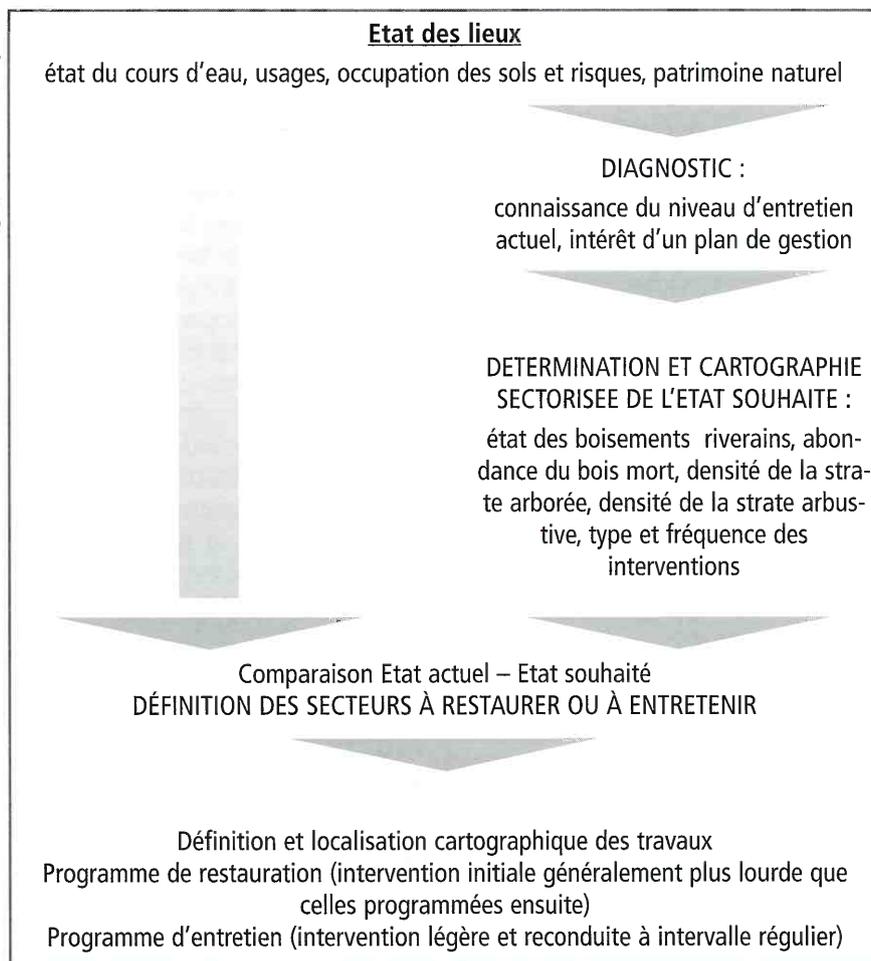


Figure 4 : étapes principales nécessaires pour l'élaboration d'un plan de gestion sectorisé des boisements riverains du cours d'eau et du bois mort .

divers indicateurs, constituerait une politique ambitieuse et cohérente de gestion des bois morts et des cours d'eau en général (voir figure 4).

Piégay et Maridet [1994] proposent donc, avant d'envisager d'enlever les embâcles naturels, de :

- s'interroger sur le bien-fondé d'une telle démarche en prenant en compte la menace qu'ils représentent pour les activités humaines.
- porter un diagnostic sur leurs utilités fonctionnelles : sont-ils un élément du fonctionnement écologique du cours d'eau, source de micro-environnements (banc de galets, mouilles, ...) ?
- évaluer leur longévité et leur stabilité. S'ils sont stables, ils ne présentent aucun risque de destruction d'ouvrages en aval.

Dans un souci de sécurité, à l'amont de zones sensibles (ponts, zones urbaines, ...), il est aussi possible d'installer des structures artificielles susceptibles de piéger les bois flottants, à partir de pieux placés en travers du cours d'eau (voir figure 5). Une autre solution consisterait à éliminer, dans certains secteurs à enjeux lors de crues dites "à risque", des embâcles remobi-



Figure 5 : dans un souci de sécurité, à l'amont de zones sensibles (ponts, zones urbaines, ...), il est possible d'installer des structures artificielles susceptibles de piéger les bois flottants, à partir de pieux placés en travers du cours d'eau (Chäamptonerbach : Allemagne).

lisables, c'est-à-dire ceux d'une dimension inférieure à la largeur du lit mineur et plus particulièrement ceux situés perpendiculairement au courant. Les embâcles situés longitudinalement par rapport à la berge étant moins enclins à être emportés par les crues, Bryant (1983) [in Boyer et al., 1998] cite une orientation par rapport à l'axe d'écoulement inférieure à 30° en dessous de laquelle les embâcles sont généralement stables.

Dès lors, sans remettre en cause la nécessité d'enlever le bois mort des rivières lorsque l'inondation et l'érosion de berges causent de réels problèmes dans les secteurs fortement anthropisés, Piégay [2000] préconise d'orienter les actions vers une politique d'entretien sectorisé et vers la mise en place de pièges à flottants. Pour disposer d'écosystèmes fluviaux de haute qualité, il serait en effet idéal d'envisager des zones protégées où le vieillissement des arbres des berges serait planifié pour amener périodiquement des chablis, modifiant régulièrement les lignes de courant et la topographie du lit [Claessens, 1999]. Maintenir des tronçons boisés non entretenus peut ainsi être bénéfique pour la biodiversité d'un cours d'eau et la productivité piscicole, tout en étant favorable pour ralentir l'onde de crue sur un secteur, jouant alors le rôle d'écrêtage de la crue, permettant à des zones situées en aval d'être mieux préservées (voir figure 6). Dans ce cadre, le non-entretien d'un tronçon apparaît comme une action réfléchie et non plus le résultat d'une gestion laxiste du risque [Piégay, 2000].



© F. MOUCHET

Figure 6 : maintenir des tronçons boisés non-entretenus peut être bénéfique pour la biodiversité d'un cours d'eau et la productivité piscicole, mais peut aussi être favorable pour ralentir l'onde de crue sur un secteur, jouant alors le rôle d'écrêtement de la crue, permettant à des zones situées en aval d'être mieux préservées (l'Hermeton - affluent direct de la Meuse).

Localement, dans certaines régions où même les ripisylves sont peu fréquentes, la gestion a parfois évolué vers la restauration artificielle de zones de bois mort. Aux Etats-Unis, la réintroduction du bois mort à des fins piscicoles (augmentation de la productivité d'espèces phares comme le saumon) est courante. Les gestionnaires américains s'accordent toutefois à dire qu'il est très défavorable de placer du bois mort en rivière là où il ne s'installerait pas normalement, notamment par migration de l'amont. En lieu et place d'un placement actif, ils privilégient donc un recrutement passif du bois, à partir des secteurs sources naturels que constituent les zones riveraines forestières, pour récupérer un habitat aquatique de qualité là où les pressions anthropiques n'ont pas encore créé de dommages irréversibles

Conclusion

Les embâcles de bois peuvent accroître localement et à l'aval le risque d'inon-

dation, provoquer des érosions de berges et déstabiliser les ouvrages existants. Or, la présence de bois mort dans une rivière constitue une source d'abri et de nourriture et accroît la biomasse et la diversité des poissons, qu'il s'agisse de salmonidés ou de cyprinidés. En ralentissant les écoulements, les tronçons non entretenus peuvent également permettre de réduire les pics de crues à l'aval, contribuant ainsi au "ralentissement dynamique des écoulements" promu par les gestionnaires (Chastan, 2004). De fait, il convient de moduler les pratiques d'entretien, secteur par secteur, en fonction d'objectifs de gestion identifiés. Une réflexion doit également être conduite par les hydrauliciens afin de proposer des ouvrages susceptibles de retenir les bois flottés, comme cela existe déjà aux Etats-Unis, en Suisse, Allemagne ou au Japon (Hartlieb et Bezzola, 2000). Ces démarches passent inévitablement aussi par une sensibilisation des populations riveraines plutôt habituées aux interventions systématisées. En Belgique, la pression

humaine est souvent considérée comme un facteur limitant pour une telle gestion. Toutefois, dès qu'elle entre dans un plan de gestion global, multi-objectifs et sectorisé, cette approche pourrait rencontrer l'agrément tant des acteurs de terrain que des riverains.

Frédéric MOUCHET

Hugues CLAESSENS

Jacques RONDEUX

*Faculté universitaire des Sciences
agronomiques de Gembloux
Unité de Gestion des Ressources
forestières et des Milieux naturels*

2, Passage des Déportés
B - 5030 GEMBLoux

Hervé PIEGAY

*CNRS - Centre National de la
Recherche Scientifique
Unité Mixte de Recherche 5600
"Environnement - Ville - Société"*

18, rue Chevreul
F - 69 362, LYON cedex 07
France

Bibliographie

Un livre de synthèse

GREGORY S., BOYER K., GURNELL A. (2003). *The ecology and management of wood in world rivers*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, American Fisheries Society Symposium 37, International conference on wood in world rivers held at Oregon State University, Corvallis, Oregon, 23-27 October 2000, 431 p.

Dont nous tirons comme références :

ABBE T.B., BROOKS A.P., MONTGOMERY D.R. // Wood in river rehabilitation and management

BENKE A.C. AND WALLACE J.B. // Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers

BISSON P.A., WONDZELL S.M., REEVES G.H., GREGORY S.V. // Trends in using wood to restore aquatic habitats and fish communities in Western North American rivers

DOLLOF C.A. AND WARREN, JR. M.L. // Fish relationships with large wood in small streams

ELOSEGI A. AND JOHNSON L.B. // Wood in streams and rivers in developed landscapes

GREGORY K.J. // The limits of wood in rivers : present, past and future

GURNELL A.M. // Wood storage and mobility

REICH M., KERSHNER J.L., WILDMAN R.C. // Restoring streams with large wood : a synthesis

WONDZELL S.M. AND BISSON P.A. // Influence of wood on aquatic biodiversity

Autres références bibliographiques

ALBERT M.-B. et al. (1998). *Impact de l'entretien de la végétation rivulaire et du bois mort sur les communautés biologiques et la morphologie des cours d'eau*, CEMAGREF, Univ. Lyon 2, mémoire de DEA, 48 p.

ALBERT M.B. (2000). (coord.) *Impact de l'entretien de la végétation rivulaire et du bois mort sur les communautés biologiques et la morphologie des cours d'eau*, rapport phase 2, Agence Loire-Bretagne – Ministère ATE – CEMAGREF.

BOYER, M., PIÉGAY, H., RUFFINONI, C., CITTERIO, A., BOURGERY, C., CAILLEBOTE, P. (1998). *Guide technique SDAGE - La gestion des boisements de rivière*, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 2 volumes, 49 p et 56 p + annexes.
<http://rdb.eaurmc.fr/sdage/guides-notes-techniques.php>

BOYER, M., PIÉGAY, H. (2003). *Réhabilitation, restauration et entretien des ripisylves*. In : Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. (Coord.), les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions, gestion. Institut pour le Développement Forestier, Paris, pp. 390-413.

CHASTAN B. (coord.) 2004. Le ralentissement dynamique pour la prévention des inondations. GUIDE des aménagements associant l'épandage des crues dans le lit majeur et leur écrêtement dans de petits ouvrages. 131 pp. CEMAGREF, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
http://www.languedocroussillon.ecologie.gouv.fr/risques/Guide_RD.pdf

CLAESSENS H. (1999). *Conception d'un catalogue des stations dans le cadre de la gestion intégrée des forêts hydrophiles : application à l'aulne glutineux en Région wallonne*, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, thèse présentée pour l'obtention du diplôme de doctorat

DEBRUXELLES N., DE MERLIER D. (2004). *Etude du développement de la nouvelle maladie de l'aulne et de ses conséquences sur la gestion des cours d'eau*. Rapport final, convention entre la Région wallonne - DGRNE - DCENN et la FUSAGx - Unité de Gestion des ressources forest. et des mil. naturels, 104 p. + annexes

HARLTIEB A., BEZZOLA G.R. (2000). Ein überblick zur schwemmholzproblematik. Wasser, Energie, Luft, 92, 1/2 : 1-5.

MARIDET L. (1994). *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central*, CEMAGREF, Div. Bio. des Ecosystèmes Aquatiques, Univ Lyon 1, thèse présentée pour l'obtention du diplôme de doctorat, 126 p. + tables

MOUCHET F., DEBRUXELLES N., GRAUX G., DUFAYS E., AUGIRON K., CLAESSENS H. (2004). Physionomie et composition des zones riveraines des cours d'eau de Wallonie, *Forêt wallonne*, N°68, pp. 2-7

MOULIN, B., PIÉGAY, H. (2003). *Etude de la dynamique des corps flottants à l'échelle du bassin versant de l'Isère (amont de Grenoble)*, Rapport Final, CNRS, 2004, 104 p.

PIÉGAY H. (2000). Le bois mort en rivière : faut il toujours l'enlever, *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 86 (7), pp. 97-107

PIÉGAY H., MARIDET L. (1994). Revue bibliographique – Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (1994), n° 333, p. 125-147

THEVENET A. (1995). *Abris et refuges pour les communautés de poissons dans les hydrosystèmes fluviaux*, CEMAGREF, Univ Lyon 1, Mémoire de fin de DEA, 42 p.

THEVENET A. (1998). *Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grandes rivières*, CEMAGREF, Div. Bio. des Ecosystèmes Aquatiques, univ Lyon 1, thèse présentée pour l'obtention du diplôme de doctorat, 73 p. + annexes



L'invasion des cours d'eau par les renouées du Japon *s.l.*¹ : réflexions et propositions pour des stratégies de lutte efficaces.

Mireille BOYER/ cceau@infonie.fr

1. Introduction

La spectaculaire dynamique d'expansion des renouées du Japon, plante originaire d'Asie et introduite en Europe depuis 150 ans, est très préoccupante dans les milieux alluviaux. Une étude cartographique récente sur le réseau hydrographique principal du bassin Rhône Méditerranée Corse (Boyer M., Laval F., 2001.) montre que 15 % du linéaire de cours d'eau héberge des renouées du Japon et qu'une rivière sur deux est concernée par le risque d'invasion. Des études cartographiques plus détaillées sur certains bassins versants mettent clairement en évidence l'impact des activités humaines ou des aménagements et les relations entre dynamique fluviale et dynamique végétale (Boyer M., 2001.). La contamination d'un cours d'eau a toujours une origine humaine ; les engins ou les matériaux rapportés fragmentent et déplacent les rhizomes, propageant ainsi la plante sur des sites initialement vierges. Une fois la rivière contaminée par quelques renouées, les crues et les processus d'érosions et de dépôts se chargent de disperser les plantes vers l'aval et en quelques années, plusieurs kilomètres de cours d'eau peuvent être totalement envahis.

Les impacts écologiques, paysagers et même sociaux de l'invasion des rivières sont importants et cette situation a déjà mis en alerte de nombreux gestionnaires et leurs partenaires techniques ou financiers, mais aucun projet commun de lutte n'a encore été réfléchi et débattu en Europe. Les approches expérimentales développées par certains concernent toujours des moyens de lutte et non pas des

stratégies de lutte, ce qui les rend toujours très critiquables pour un phénomène s'apparentant à une épidémie et nécessitant de réels choix tactiques. Un moyen n'est pertinent que par rapport à un objectif précis, mais si cet objectif n'est pas clairement énoncé, l'efficacité du moyen utilisé ne peut pas non plus être évaluée. Définir des objectifs de gestion précis et variables selon les différents secteurs du réseau hydrographique, c'est réfléchir à une stratégie de lutte cohérente et donc probablement plus efficace. Cet article propose une réflexion sur ce sujet à partir des connaissances actuelles et forcément partielles sur la plante.

2. Données biologiques sur les renouées du Japon

2.1. Les modes de dissémination et de reproduction des renouées du Japon

Comprendre les modes de dissémination des renouées du Japon est la clef pour lutter efficacement contre elles. Les renouées du Japon sont des plantes herbacées à rhizome, gynodioïques, possédant des pieds hermaphrodites et des pieds mâles stériles (= "femelles"). Les fleurs hermaphrodites présentent des étamines plus grandes que le périanthe et les anthères sont larges, enflés et pleins de pollen. Dans les fleurs mâles stériles les étamines sont plus courtes que le périanthe et les anthères sont petits, creux et vides (Hart M.L. et al, 1997).

Le rhizome est une tige souterraine servant d'organe de réserve et de reproduction. C'est la seule partie de la plante, en dehors des graines, qui survit d'une année à l'autre. Il grossit et s'étend chaque année dans le sol.

2.1.1. Reproduction végétative et dispersion des rhizomes et des tiges.

Les renouées du Japon possèdent une très grande capacité de régénération par voie végétative. Des auteurs tchèques ont mesuré en serres les capacités de reprise à partir de morceaux de tiges ou de rhizomes dans différentes conditions expérimentales (Bimova et al, 2003). Les résultats sont présentés ci-après :

Taux de régénération selon les espèces et le type de propagules	Propagules		Total
	Rhizomes	Tiges	
<i>F. x bohemica</i>	86 %	36 %	61 %
<i>F. japonica var compacta</i>	67 %	38 %	52 %
<i>F. japonica var japonica</i>	61 %	17 %	39 %
<i>F. sachalinensis</i>	11 %	25 %	18 %
Total	56 %	29 %	42 %

Nota :

- 3/4 des propagules ont été disposées sur ou dans le sol et 1/4 des propagules ont été mises sur l'eau
- *Ex bohemica* peut correspondre à un grand nombre d'hybrides et ces résultats ne sont pas forcément représentatifs de tous.

Fallopia sachalinensis présente des capacités de multiplication végétative nettement inférieures (18 %) aux autres, qui pourraient expliquer que

¹ *F. japonica*, *F. sachalinensis* et leurs hybrides *F. x bohemica*. Le terme de renouée du Japon au sens large renvoie dans ce texte indifféremment aux divers taxons existants.

cette espèce est beaucoup moins fréquente, alors que l'hybride a des capacités supérieures (61 %) aux parents.

Le taux de reprise des rhizomes est très important. Disposés sur ou dans le sol, les 2/3 des rhizomes redonnent une plante, dans l'eau, 25 % des rhizomes reprennent. Les fragments de tiges bouturent également très bien. 75 % des tiges placées dans l'eau reprennent pour 25 % des tiges placées sur le sol. Les fauches répétées des massifs peuvent donc facilement propager la plante, si les tiges ne sont pas évacuées et brûlées.

Cette forte capacité de régénération par voie végétative explique que la dissémination par les rhizomes est le principal et souvent l'unique mode de dissémination des renouées le long des rivières. Ce mode reproductif est également mis en évidence, lorsqu'on étudie le sens de propagation naturelle de la plante sur les réseaux hydrographiques (Boyer M., 2001). En effet, la plante progresse très souvent de l'amont vers l'aval, car seules les crues peuvent transporter de manière naturelle des fragments de rhizomes. Pour les graines, la dispersion serait très certainement beaucoup plus aléatoire, car le vent, l'eau et les animaux interviendraient alors dans la dissémination.

Mais l'homme disperse aussi les rhizomes en transportant des terres. Une confusion fréquente consiste à penser que les renouées du Japon affectionnent les remblais et se développent préférentiellement dessus. Mais si les renouées poussent souvent sur les terres rapportées, c'est d'abord parce

que celles-ci disséminent les rhizomes. De ce fait, les rivières très artificialisées sont plus souvent envahies que les rivières naturelles parce qu'elles ont plus de chances d'avoir été contaminées par des apports de terre et non pas parce qu'elles présentent des caractéristiques de milieu plus favorables. D'ailleurs, des rivières entièrement naturelles sont aujourd'hui envahies simplement parce que des terres contaminées par la plante ont été déposées puis érodées sur un site en amont.

Contrairement à une idée très répandue, les ripisylves n'empêchent en rien la propagation des renouées sur les cours d'eau et il est inutile de reboiser des berges dans le but d'éradiquer la plante ou d'empêcher sa progression vers l'aval. Les ripisylves limitent les pénétrations des renouées sous les canopées très denses du fait d'un manque de lumière. Mais comme elles sont fréquemment soumises à érosion et que les courants de crues créent sans cesse des trouées dans le boisement, cette protection est toute relative à moyen ou long terme. De plus, cet effet ne s'exerce presque jamais sur les rives, qui sont des lisières et donc éclairées.

La prudence s'impose dans l'interprétation des corrélations entre la présence de renouées et certains paramètres environnementaux. Des études plus fines montrent clairement que les premiers facteurs explicatifs de la présence de la plante sont le mode de propagation et l'historique de son introduction sur un site géographique donné (Boyer et Laval, 2001., Bimova et al, 2003). En fait, les renouées du

Japon s'accommodent très bien d'une très grande diversité de conditions hydriques et de substrats et seules des sécheresses prononcées semblent limiter leur développement vers le Sud (Boyer M. et Laval F., 2001).

Ainsi, sur le bassin Rhône Méditerranée Corse, le problème de l'invasion des cours d'eau n'est pas spécifiquement urbain ou périurbain, mais concerne en majorité des rivières parcourant des zones rurales ou naturelles (60 % des linéaires envahis) (cf. figure, 1). C'est la raison pour laquelle les impacts écologiques de ces plantes invasives ne doivent pas être sous-estimés. Bien sûr, l'invasion d'un cours d'eau très artificialisé en zone urbaine n'a guère d'impacts et on peut même considérer que les renouées participent au verdissement des secteurs très minéralisés ou pollués. Mais la présence de ces massifs a des conséquences directes sur les sites situés en aval, qui eux, peuvent présenter de grandes qualités écologiques ou paysagères.

Un des impacts écologiques très important que l'on peut craindre dans les sites envahis par les renouées est celui sur les ripisylves. En effet, il n'y a apparemment aucune régénération possible sur souche ou à partir de semis dans les massifs de renouées du Japon. Les ripisylves progressivement envahies par les renouées du Japon, qui pénètrent leurs bordures puis les chenaux de crue et les clairières, risquent par conséquent d'avoir de plus en plus de mal à se régénérer.

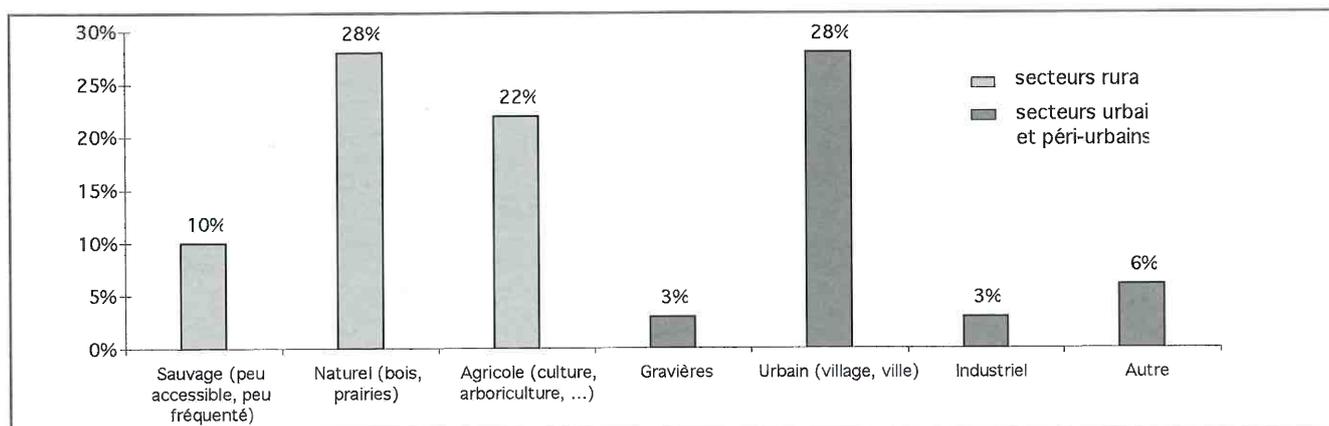


Figure 1 : répartition des tronçons envahis par les renouées du Japon selon le type d'environnement du cours d'eau sur 1175 km de rivières

© M. BOYER



Au bord de la Loire, un massif de renouée du Japon (au centre de la photographie) s'étend latéralement et empêche la régénération naturelle de la ripisylve.

© M. BOYER



Sur cette rivière de Haute Savoie, dont plus de 20 kilomètres sont envahis, la photographie montre une saulaie arborescente dont le sous bois est complètement colonisé par les renouées du Japon. Lorsque ces saules blancs dépériront ou seront cassés, toute régénération sera probablement impossible à cause des renouées et la ripisylve pourrait ainsi disparaître progressivement.

2.1.2. Reproduction sexuée et dispersion des graines.

En Europe, des régénérations à partir de semis de renouées semblent très difficiles à observer dans la nature. Des études génétiques essentiellement réalisées en Grande Bretagne ont montré l'influence de l'origine des plantes introduites sur ce mode de reproduction

(Hollingsworth M. L. and Bayley J.P., 2000). L'absence de diversité génétique de *F. japonica* s'explique par sa reproduction uniquement végétative, car seuls des pieds mâles stériles ont été introduits. En fait, il est presque certain que l'espèce *F. japonica* constitue en Europe un seul et unique clone. Ce n'est pas le cas de *F. sachalinensis*, dont les deux types de plants, plants mâles

stériles et plants hermaphrodites, ont été introduits. Toutefois, leur répartition plus faible sur le territoire rend leur croisement peu fréquent (voir ci-avant les capacités de reproduction végétative plus faibles de cette espèce). Enfin les hybrides entre *F. japonica* et *F. sachalinensis* sont stériles du fait d'une incompatibilité du nombre de chromosomes. C'est donc le faible nombre de plantes pouvant produire du pollen, qui limiterait la reproduction sexuée.

Mais des travaux récents en Grande Bretagne (Pashley C. et al, 2003) sur la diversité génétique des hybrides semblent contredire cette hypothèse. Les auteurs ont en effet mis en évidence une très grande variabilité génétique des hybrides présents sur la rivière Dolgellau dans le Pays de Gales, indiquant une hybridation continue et fréquente entre *F. sachalinensis* et *F. japonica*. De plus, un hybride fertile pouvant polliniser *F. japonica* a été identifié et pourrait par rétrocroisements successifs avec celle-ci lui conférer la capacité de se reproduire par graine.

Les renouées présentes sur le continent américain ont été introduites à partir de l'Europe. Or des auteurs américains (Forman J. et Kesseli R., 2003) ont constaté également la présence fréquente de mâles fertiles aux Etats-Unis et de nombreux semis naturels. Ces semis naturels ont du mal à germer puis à se développer à l'intérieur des massifs de renouées, car ils sont rapidement étouffés par les tiges issues des rhizomes, mais à quelques mètres de ceux-ci, des graines germent et se développent suffisamment pour produire un nouveau rhizome et ainsi survivre au printemps suivant.

On peut donc penser que l'expansion récente des renouées du Japon a aussi autorisé une plus grande dissémination des pieds mâles fertiles sur le territoire et donc augmenté la probabilité de la reproduction sexuée.

L'autre facteur pouvant expliquer la faible dissémination par les graines a probablement trait aux conditions de germination et de développement des jeunes plantules, car la survie et le dé-

veloppement des graines sont beaucoup plus aléatoires que la survie des rhizomes. Une expérience personnelle de semis en pot montre que les plantules font seulement 4.5 cm de haut 8 semaines après la germination, alors que les tiges issues de rhizomes plantés dans les mêmes conditions poussent de 5 cm par jour ! Pour germer, les graines ont vraisemblablement des exigences, notamment au niveau des conditions hydriques, beaucoup plus contraignantes que les rhizomes. Leur survie hivernale semble aussi beau-

coup plus aléatoire et ce sont donc autant de facteurs, qui limitent le rôle des graines dans l'expression du pouvoir invasif.

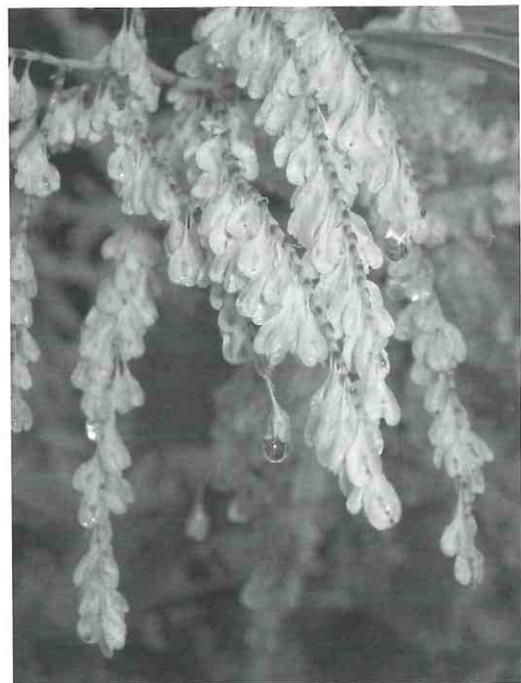
Jusqu'à présent les graines n'ont pas été très efficaces pour propager les renouées du Japon le long des rivières, du fait de la rareté des plants mâles fertiles et de la croissance beaucoup plus lente des plants issus des semis. Mais la multiplication des plants mâles fertiles pourrait changer ces données et le mode de reproduction sexuée jouer à

l'avenir un rôle dans le brassage génétique des populations, avec des conséquences encore incertaines. L'apparition des hybrides fertiles pouvant se croiser avec les plantes parentes inquiète de nombreux chercheurs, car elle pourrait encore donner à *F. japonica* de plus grandes capacités adaptatives, la diversité génétique étant souvent un atout pour la survie à long terme des espèces (Hollingsworth M.L. et Bailey J.P., 2000).

© M. BOYER



© M. BOYER

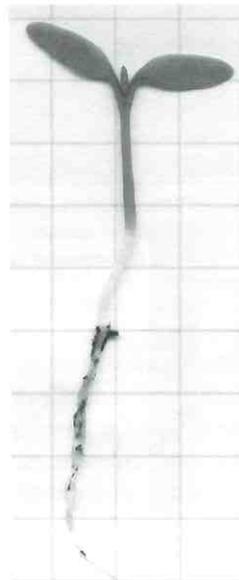


Graines sur un pied de *Fallopia japonica* : les graines très nombreuses sont probablement stériles, car il n'existe pas à proximité de pieds mâles fertiles ayant pu produire du pollen.

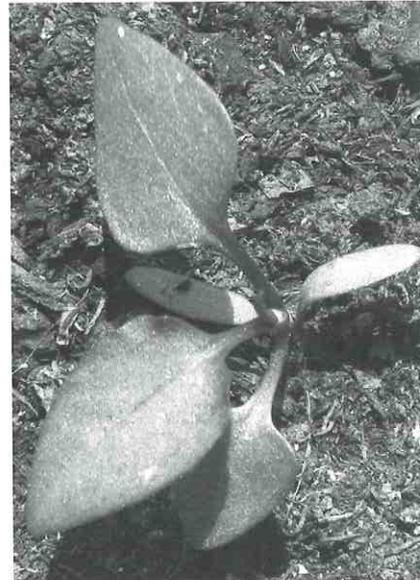
© M. BOYER



© M. BOYER



© M. BOYER



Semis artificiels de graines de renouées et jeunes plantules : le taux de germination est très important (>90 %) lorsque le substrat est régulièrement arrosé, mais il baisse nettement en cas de sécheresse.

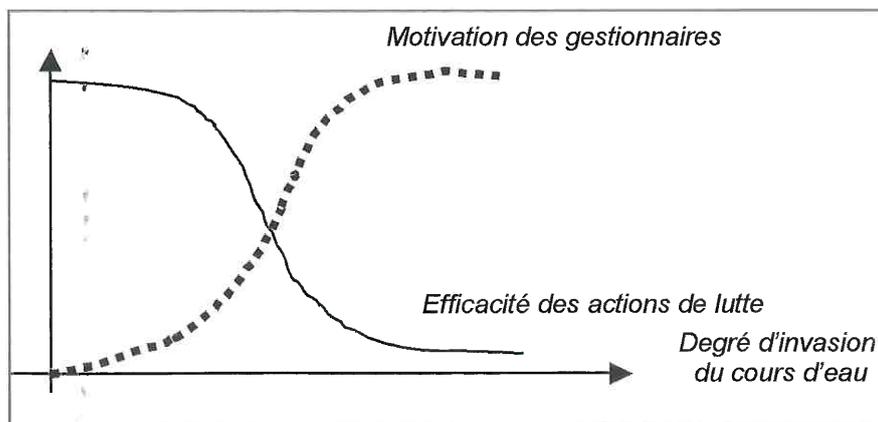


Figure 2 : la sensibilisation insuffisante des gestionnaires de cours d'eau à la dynamique d'expansion extrêmement rapide des plantes invasives réduit l'efficacité des actions de lutte.

3. Réflexions sur une stratégie de lutte

3.1. Alerte, cartographie et diagnostic

La lutte contre les renouées du Japon rencontre tout d'abord deux difficultés. La première a trait au fait que les gestionnaires ne replacent pas la densité de renouées observée à un moment donné dans une dynamique d'expansion géographique très rapide.

Ainsi souvent, ils ne sont pas alarmés par la présence de quelques massifs épars de renouées du Japon et ne prennent aucune mesure immédiate. Or ce qui caractérise si bien les plantes invasives, c'est leur capacité de passer extrêmement rapidement d'une situation sporadique à une situation invasive. Au lieu de cela, la motivation des gestionnaires augmente avec le niveau d'invasion de leur cours d'eau, alors même que l'efficacité des actions de lutte diminue très rapidement (cf. figure 2).

La deuxième difficulté concerne le manque de réflexion préalable pour définir une stratégie d'actions cohérente sur l'ensemble du réseau hydrographique. Comment lutter efficacement contre un ennemi sans connaître ni ses positions géographiques, ni ses capacités de déplacement ? Une cartographie précise de la plante sur tout le réseau hydrographique et un diagnostic préalable sont indispensables pour établir un programme d'actions efficaces (cf. figure 3). Le gigantisme des renouées facilite d'ailleurs leur cartographie, qui peut être réalisée sur une grande partie de l'année (en fin de saison végétative, les tiges persistent très longtemps).

Comment est propagée la plante sur le bassin versant ? Où sont situés les secteurs vierges, contaminés et envahis ? Ces secteurs sont-ils facilement accessibles et présentent-ils de grands intérêts écologiques ou paysagers ? Quelles sont les espèces de renouées présentes ? Peut-il y avoir des hybridations ? Tous ces éléments doivent être parfaitement analysés avant de débattre de la meilleure stratégie de lutte à adopter.

© M. BOYER



© M. BOYER

Un tronçon en cours de colonisation depuis des foyers situés en amont (photographie de gauche), est caractérisé par la présence éparse de massifs de petite taille et après les crues par celle de jeunes plantules issues des rhizomes arrachés en amont. Les tronçons envahis (photographie de droite) présentent eux des massifs quasi continus sur les îles, les atterrissements et les berges.

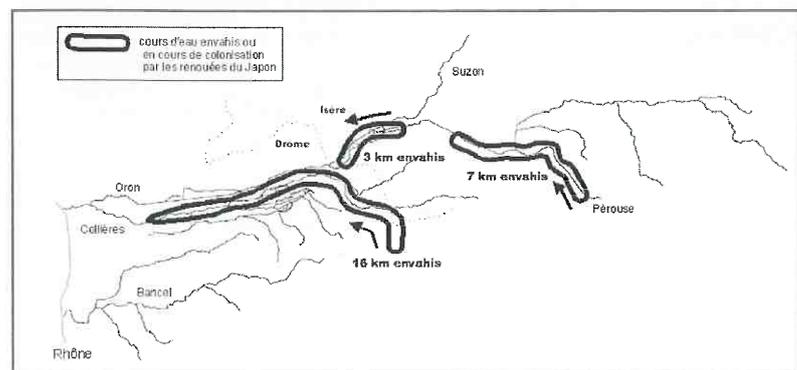


Figure 3 : invasion par les renouées du Japon des cours d'eau de la plaine Bièvre-Valloire (Drôme/Isère) Une cartographie précise des renouées permet de mettre clairement en évidence les foyers de propagation et le sens de cette propagation (amont vers l'aval). Sur ce réseau, trois propagations distinctes et actives sont identifiables. Les foyers primaires de contamination correspondent à des sites aménagés ou à des zones de stockage de matériaux sur de très petits affluents. A partir de ces foyers primaires, la dispersion de la plante vers l'aval grâce aux crues crée des foyers secondaires qui permettent ainsi à la plante de s'étendre progressivement sur le réseau.

3.2. Quelle stratégie de lutte contre les plantes invasives ?

Une fois le diagnostic établi, une autre question essentielle et pourtant rarement réfléchi et débattue se pose alors au gestionnaire : quelle stratégie de lutte adopter ? La démarche la plus spontanée des gestionnaires est bien souvent de s'attaquer aux sites déjà envahis, qui sont les plus visibles et où les impacts sont les plus forts. Or comme il n'existe pas encore de moyens de lutte reconnus pour leur grande efficacité et leur innocuité environnementale, un véritable combat sans fin s'engage alors contre la plante. L'objectif généralement évoqué de ces actions est la réhabilitation des sites envahis. En exerçant une pression sélective et permanente sur les renouées (par exemple de très nombreuses fauches), on essaie de limiter leur croissance et ainsi de permettre à d'autres végétaux, qu'il faut planter, de se développer sur les berges. Mais comme il s'agit d'une plante invasive, dès que cette pression diminue, les renouées du Japon occupent à nouveau tout l'espace. Des moyens assez coûteux sont ainsi mis en place sur des

sites complètement envahis, alors qu'au même moment, la plante colonise de nouveaux territoires sans que rien ne soit fait pour l'en empêcher.

Il est pourtant admis que dans la lutte contre les espèces invasives, les mesures préventives ont une bien meilleure efficacité que les mesures curatives. En France par exemple, les linéaires non envahis de rivière sont encore très supérieurs aux linéaires envahis et le véritable enjeu concerne donc la protection de ces secteurs vierges. Mais ce message a bien du mal à être compris du fait encore une fois, de la méconnaissance des mécanismes de propagation de la plante et de la rapidité des phénomènes invasifs.

Il est en fait beaucoup plus utile et intéressant de protéger des secteurs vierges ou faiblement colonisés que de tenter de réhabiliter des sites envahis. Cette stratégie, dont l'objectif essentiel est de stopper la propagation de la plante sur le réseau hydrographique, peut alors se traduire par trois grands types de mesures :

- la surveillance active du réseau hydrographique et plus largement de tous les sites (fossé notamment) pouvant être en communication avec celui-ci, "active" signifiant que la gestionnaire doit être capable de prendre des mesures immédiates et adaptées face à certaines situations ; il peut notamment réaliser un arrachage "précoce" des jeunes plantules qui auraient été apportées par les crues ou identifier des nouveaux foyers de contamination créés par des remblais et adapter ainsi ses actions de lutte.
- si besoin, le traitement des massifs existants pour limiter leur extension latérale ou les détruire : des fauches très fréquentes (>8/an) empêchent les massifs de renouées de s'étendre latéralement, sans provoquer toutefois leur mort et cette mesure peut parfois être recommandée ; la destruction à l'aide d'herbicide de quelques foyers de contamination du cours d'eau peut aussi être nécessaire pour assurer l'efficacité de la lutte ;
- la sensibilisation des acteurs locaux intervenant sur les cours d'eau (riverains, services techniques, entreprises, agriculteurs,...) pour qu'ils ne propagent pas involontairement la plante.

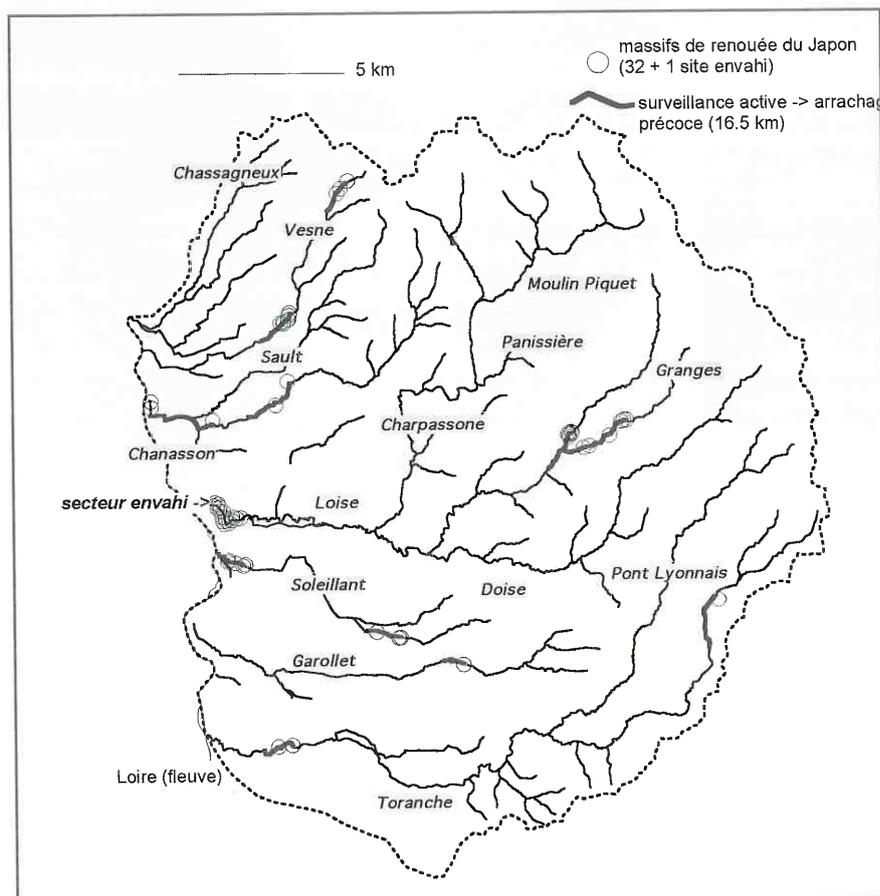


Figure 4 : surveillance active sur les rivières du Matin (Loire). (Boyer M., 2004)

La surveillance active comprend deux types de contrôles visuels :

- un contrôle annuel et à pied des secteurs situés en aval de massifs existants pour réaliser si besoin un arrachage "précoce" préventif (16,5 km) ; la longueur des secteurs surveillés est optimisée en fonction des distances parcourues par les rhizomes lors des anciennes crues (quelques centaines de mètres sur ces cours d'eau) ; la surveillance active des 16,5 km en trait épais sur la carte pour pratiquer des arrachages précoces monopolise deux fois à 15 jours d'intervalle, après chaque crue, 6 personnes, pendant 1 journée.
- la vérification au moins 1 fois tous les deux ans du réseau complet (282 km) par les chemins et routes existants, pour suivre l'évolution des massifs existants et l'apparition de tout nouveau foyer apporté par l'homme, pour adapter si besoin les actions de lutte.

3.3. Exemples d'application

3.3.1. Surveillance active et arrachage précoce.

Dans le cas de la lutte contre l'invasion par les renouées du Japon, les gestionnaires disposent d'un atout formidable, puisqu'ils savent que la propagation naturelle de la plante se fait grâce aux crues, de l'amont vers l'aval (cf. ci-avant l'analyse du risque de propagation par les graines). Ils connaissent donc les secteurs, qui seront prochainement contaminés, puis envahis, si rien n'est fait ; il leur suffit par

conséquent pour protéger ceux-ci d'y empêcher l'implantation de la plante. Un moyen d'action efficace et sans aucun impact négatif pour le cours d'eau est l'arrachage "précoce".

Les nouvelles plantules de renouées qui naissent sur des rhizomes apportés par les crues peuvent être complètement arrachées à la main en tout début de saison végétative. L'intervention doit avoir lieu quand les tiges sont déjà un peu développées pour repérer la plante, mais avant que les systèmes racinaires ne soient trop importants, car le rhizome risque alors de se fragmenter lors de l'arrachage. Cet arrachage se fait à la main aidée par un petit outil pour bien dégager tout le

rhizome, généralement enfoui dans des sédiments, des racines ou des embâcles. L'objectif de la manipulation n'est pas d'ôter les parties aériennes, mais bien de se débarrasser des nouveaux rhizomes apportés par les crues.

La plantule est très facile à identifier, mais pas toujours aisée à repérer. Sur certains secteurs, on ne trouve que deux à trois nouvelles plantules sur plus d'un kilomètre. C'est pourquoi il est préférable de faire la recherche à plusieurs personnes. Par ailleurs, l'opération doit être renouvelée 10-15 jours plus tard, car tous les rhizomes ne se développent pas de façon synchrone.



Rhizomes, qui, arrachés par les crues, propagent la plante en aval sur le cours d'eau



Massifs de renouées partiellement arrachés par une crue hivernale.



Début mai : parcours des secteurs en surveillance active / repérage d'une jeune plantule issue d'un rhizome déposé par la crue.



Arrachage minutieux de la plantule entière (tige + rhizome) et évacuation dans un sac.

Technique de l'arrachage "précoce" pour protéger de l'invasion un secteur situé en aval de massifs déjà existants.

La technique de l'arrachage précoce a été expérimentée au printemps 2004 sur deux sites, l'un dans la Loire sur des petits cours d'eau (2-3 m de large), l'autre en Haute Loire sur la Dunière, rivière d'une dizaine de mètres de large.

Sur cette dernière (cf. figure 5), 5.5 km de rivière ont été parcourus en 6 heures à pied par trois personnes. Grâce à cette prospection, 10 jeunes plantules de l'année, issues de rhizomes arrachés par la crue de décembre 2003, ont été extraites sans grande difficulté à la main, empêchant ainsi un doublement du nombre de massifs de renouées sur le tronçon. Toutes les plantules s'étaient développées en pied de berge, au niveau de l'eau et n'étaient souvent visibles qu'en marchant dans le lit de la rivière.

Par contre, il n'a pas été possible d'agir sur un nouveau massif déjà important dû à des apports de terre lors de la construction d'un pont en été 2003.

La plante sur le réseau ne se fait pas tous les ans, mais lors de certains événements hydrologiques suffisamment importants pour éroder les berges. On peut également faire l'hypothèse à la vue de la répartition des nouvelles plantules, que des petits massifs fortement érodés par la crue de décembre ont servi de foyers secondaires et ont été plus efficaces dans la propagation vers l'aval de la plante que les foyers initiaux de très grandes dimensions. En effet, dans la partie amont la plus envahie, une seule jeune plantule a été trouvée, alors que dans la partie aval, 1 à 5 plantules ont été recensées juste en aval de petits massifs très érodés par la crue. Comme lors des crues, il y a un écrêtement progressif des corps flottants lorsque le flux est entraîné vers l'aval, il y a une forte probabilité pour que les jeunes plantules en aval soient issues des massifs les plus immédiats, de petites dimensions, et non pas des très gros massifs situés beaucoup plus en amont.

vahis, ou sur des tronçons ne présentant que quelques massifs de renouées, qu'ils s'agissent de foyers secondaires dus à une contamination depuis l'amont ou de foyers primaires liés à des apports de terres contaminées. Sur ces secteurs, l'arrachage précoce devient en effet plus contraignant qu'une tentative d'éradication des foyers potentiels de contamination.

Dans l'état des connaissances actuelles, deux moyens sont disponibles pour éradiquer un massif, l'herbicide ou l'évacuation mécanique des terres. L'emploi de l'herbicide est très mal perçu au bord des rivières, mais l'évacuation, le transport et le stockage des terres contaminées induisent des impacts souvent bien supérieurs à un traitement herbicide annuel et pour une durée limitée (quelques années en général) et ne donnent pas toujours l'efficacité attendue (risque de fragmentation et de dispersion des rhizomes sur les sites traités).

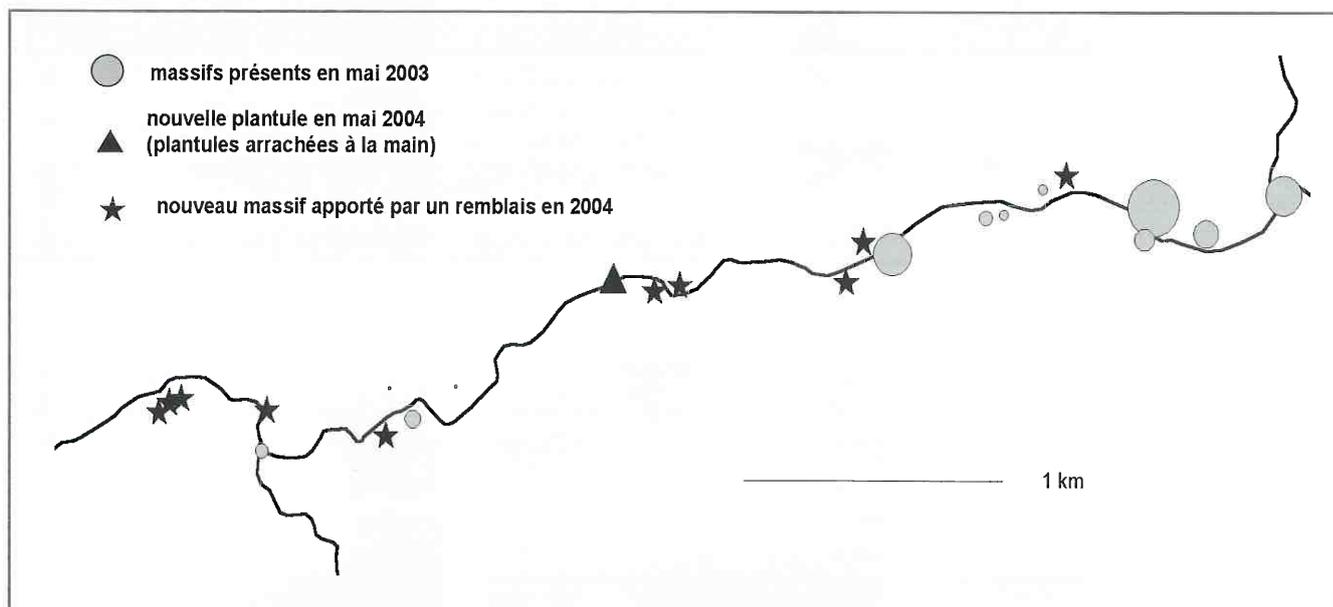


Figure 5 : arrachage précoce sur 5.5 km de rivière contaminée par les renouées du Japon en Haute Loire (Dunière) après une forte crue hivernale.

Dans le risque de contamination d'un cours d'eau, la surface du massif intervient sans doute moins que les possibilités pour les crues d'éroder celui-ci. Les premiers massifs de renouées sur la Dunière sont apparus il y a une vingtaine d'années et si les massifs de mêmes dimensions ont le même âge, on constate que la propagation de la

3.3.2. Suppression des foyers de contamination et herbicide.

Pour améliorer l'efficacité des mesures préventives, il peut être nécessaire de détruire certains massifs existants de renouées. C'est le cas par exemple pour protéger des secteurs difficilement accessibles et risquant d'être en-

Bien que cette démarche soit difficile en France, la lutte contre les renouées du Japon gagnerait à ce que le risque de pollution par un traitement herbicide soit analysé en toute objectivité et sans préjugés. Si traiter à l'herbicide des kilomètres de rivière envahis, n'est bien évidemment pas acceptable compte tenu des impacts très



Repousse de renouée (au centre de la photographie) au niveau d'un massif traité à l'herbicide : il faut plusieurs années et une grande rigueur dans les traitements pour provoquer la mort complète de tous les rhizomes.

probables sur la qualité de l'eau, traiter quelques massifs épars pour bloquer la propagation de la plante et protéger ainsi des kilomètres de rivière en aval semble au contraire une solution pertinente tant que d'autres moyens plus écologiques ne seront pas trouvés.

3.3.3. Information et sensibilisation

Il est heureux que de nombreuses initiatives se mettent en place pour mieux faire connaître les plantes invasives et les moyens préventifs pour éviter leur dissémination. En France par exemple, la route est un facteur de propagation important des renouées, surtout en montagne. Cette propagation est liée à la fois aux remblais pour stabiliser les talus routiers et à la gestion des déchets verts (une pratique courante consiste à jeter les produits de fauches dans les fossés). Ainsi en Savoie, le service chargé de l'entretien des cours d'eau met actuellement en place une concertation avec le service chargé de l'entretien des routes pour éviter les pratiques risquant de propager les renouées.

4. Conclusion

Tout l'enjeu de la lutte contre les renouées du Japon peut être résumé en quelques mots : mener des actions discrètes, rapides et permanentes quand la plante elle-même, est discrète et peu visible. Ce type de stratégie est sans doute peu gratifiante, car personne ne remerciera un gestionnaire d'avoir empêché un événement qui n'a pas encore eu lieu, l'invasion. Et il est peut-être plus valorisant de construire des ouvrages, de réaménager les sites dégradés ou de mener de grandes actions, bref de restaurer et de réhabiliter les cours d'eau, mais n'est-ce pas aussi cela un bon gestionnaire, celui qui anticipe les difficultés et peut donc les prévenir ?

Mireille BOYER, ingénieur-conseil
(Concept.Cours.d'EAU.)

Chemin du Tilleret
F - 73230 Vérel-Pragondran
France
Tél. : +33.(0)4.79.33.64.55

Bibliographie

- BIMOVA K., MANDAK B. and PYSEK P. (2003). *Experimental study of vegetative regeneration in four invasive taxa Reynoutria taxa (Polygonaceae)*. Plant ecology, 166 : 1-11,2003
- BOYER M. et LAVAL F., 2001. *Cartographie des renouées du Japon sur le réseau hydrographique du bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport pour l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 2 tomes + Annexes.*
- BOYER M., 2001. *Plan de gestion des boisements de berge- Cours d'eau des plaines Liers, Bièvre et Valloire. Rapport pour la Communauté de communes Rhône-Valloire., 153 p + Annexes.*
- BOYER M., 2004. *Plan de gestion des boisements de berge et des seuils -Rivières du Matin - Rapport pour la Communauté de communes de Feurs, 167 p + Annexes.*
- FORMAN J and KESSELI R., 2003. *Sexual reproduction in the invasive species Fallopia japonica (polygonaceae)*. American Journal of Botany 90 (4) : 586-592.2003.
- HART M.L., BAILEY J.P., HOLLNSWORTH P.M. and WATSON K.J., 1997. *Sterile species and fertile hybrids of japanase knotweeds along the river Kelvin*. Glasgow naturaliste Vol 23 Part 2 pp 18-22.
- HOLLINGSWORTH M. L. AND BAYLEY J.P. (2000) : *Evidence for massive clonal growth in the invasive weed Fallopia japonica (Japanese knotweed)*. Botanical Journal of the Linnean Society. 133: 463-472.
- HOLLINSWORTH M.L., BAILEY J.P., HOLLINGSWORTH P.M. and FERRIS C. (1999). *Chloroplaste DNA variation and hybridization between invasive populations of Japanese knotweed and giant knotweed (Fallopia, Polygonaceae)*. Botanical Journal of the Linnean Society (1999), 129 : 139-154.
- PASHLEY C., BAILEY J. and FERRIS C. (2003) - *Further evidence of the role of Dolgellau, Wales, in the production and dispersale Japanese Knotweed s.l.* Plant invasion : Ecological Threats and Management Solutions, pp.197-211
- Site francophone entièrement dédié aux renouées du Japon : <http://fallopia-japonica.chez.tiscali.fr>

Méthodologie des plans de gestion piscicole en Région wallonne et Application au bassin de la Semois.

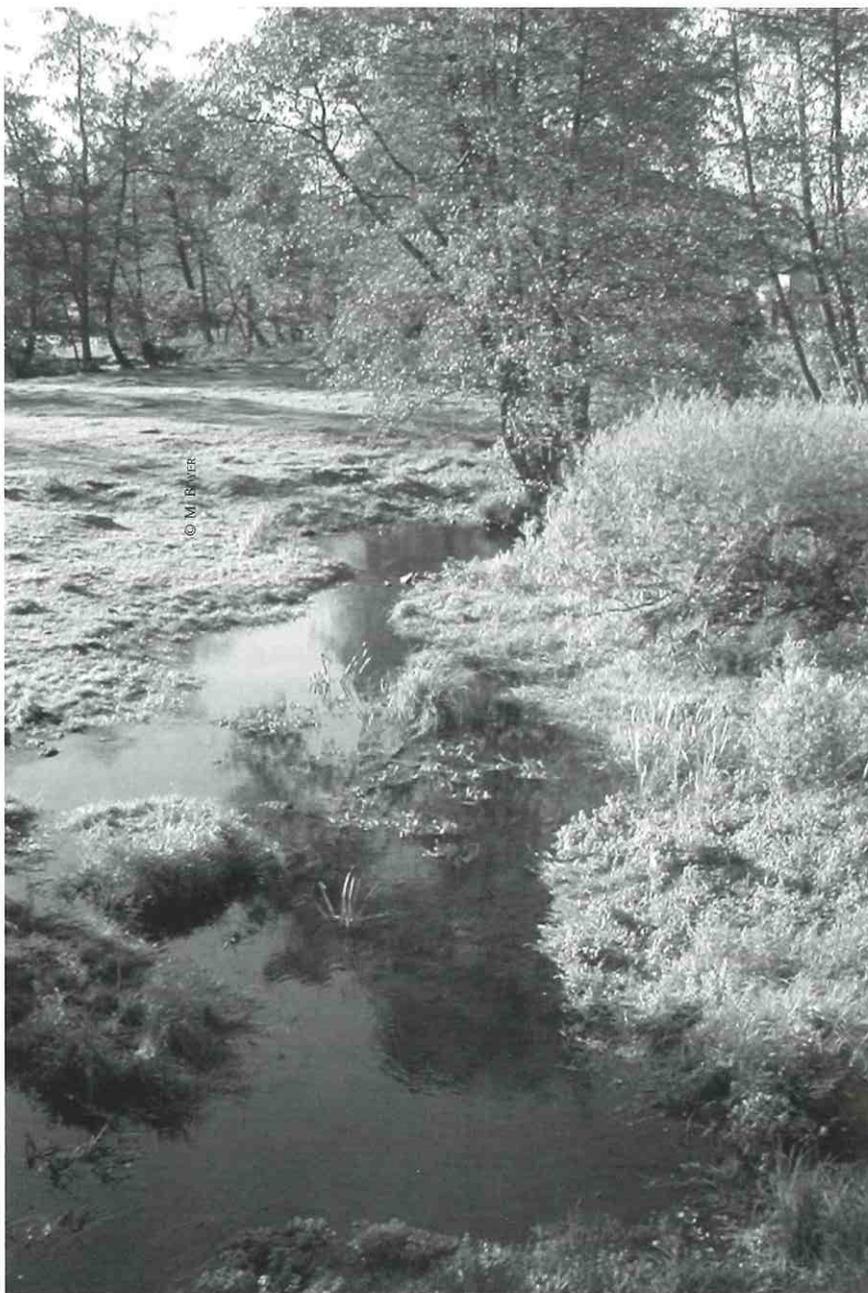
Colette CONJAERTS / C.conjaerts@mrw.wallonie.be, Yves HAUPTMANN, Daniel WALTZING, Emmanuel PEREZ, Francis GUYON et François ROSILLON / Accueil@ful.ac.be

Le développement des activités anthropiques entraîne de profonds changements dans les écosystèmes naturels. Les milieux aquatiques n'échappent pas à cette réalité. Certains de ces écosystèmes aquatiques ou semi-aquatiques subissent des dégradations importantes compromettant considérablement le fonctionnement des processus biologiques naturels des espèces vivant dans ces milieux.

Le Plan de Gestion Piscicole du bassin de la Semois est né de la volonté commune des partenaires transfrontaliers franco-belges responsables de la protection des milieux aquatiques et de la ressource piscicole, de préserver le patrimoine écologique du bassin de la Semois et de restaurer les fonctionnalités des habitats et des populations piscicoles là où elles sont dégradées.

Ce Plan de Gestion Piscicole du bassin de la Semois s'inscrit dans le projet de contrat de rivière transfrontalier Semois / Semoy, retenu par le programme opérationnel européen INTERREG III Wallonie / Champagne Ardennes (2002 – 2005). Les fédérations de pêche françaises et belges du bassin, les deux cellules de coordinations du contrat de rivière transfrontalier Semois / Semoy ainsi que les services gestionnaires des cours d'eau et les services responsables de la gestion piscicole de part et d'autre de la frontière (le Conseil Supérieur de la Pêche en France et le Service de la pêche du Ministère de la Région Wallonne) participent à l'élaboration et au suivi de ce projet.

Le Service de la pêche du Ministère de la Région Wallonne est spécialisé dans



Exemple de diversité des habitats des poissons sur une berge d'un affluent de la Semois, la Vierre. On peut y observer une prairie à agrostis (par ex. *Agrostis stolonifera* L.) entourée de saules (par ex. *Salix alba* L.) et d'aulnes (par ex. *Alnus glutinosa* L.). Les prairies constituent des habitats privilégiés pour la réalisation du cycle de reproduction du brochet et les ligneux (Saules ou Aulnes) situés en pied de berge servent souvent d'abris, de caches ou de poste d'affût pour les poissons.

la gestion et la valorisation du patrimoine en eaux douces de la Région wallonne. Il est notamment chargé des opérations de repeuplement ainsi que de la surveillance de la pêche et du milieu, de la guidance en pisciculture et de missions d'expertise. Ses activités sont réparties sur l'ensemble du territoire wallon au travers de 13 triages piscicoles (3 par province, 1 dans le Brabant wallon). Qui dit gestion et valorisation du patrimoine en eaux douces, dit également préservation de ces milieux aquatiques et des populations piscicoles qui y vivent. Les compétences du Service de la Pêche sont donc naturellement sollicitées pour la mise en place de plans de gestion piscicole à l'échelle de bassin versant.

Dans le cadre de cette mission, le Service de la pêche est entré en collaboration avec le Département en Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université de Liège. Cette Université s'est vu confier la mission d'élaborer la méthodologie de ces plans de gestion piscicole afin de fournir au gestionnaire, le Service de la Pêche, un outil compatible avec la méthode française, standardisé et applicable à l'ensemble des bassins versants de la Wallonie.

Quels sont les objectifs de cette démarche ? En quoi consiste cet outil de gestion piscicole ?

Comment appliquer concrètement cette méthode de planification ?

Telles sont les questions auxquelles nous allons tenter de répondre brièvement dans ce document.

A. Quels sont les objectifs de cette démarche ?

Les milieux aquatiques (les rivières, les étangs, etc.) et semi-aquatiques (les prairies humides, les marais, les forêts alluviales, etc.) sont des écosystèmes très précieux et très sensibles. Il convient donc, face aux perturbations

s'exerçant sur eux, de tout mettre en œuvre pour les protéger.

La philosophie générale du plan de gestion piscicole peut être résumée par la phrase suivante : 'gérer, c'est adopter un projet commun'. De plus, la gestion piscicole s'intègre dans une notion de gestion durable des milieux et des espèces. Ses objectifs sont de :

- mettre en relation les différents acteurs concernés par la gestion piscicole ;
- préserver les milieux aquatiques ainsi que leurs principaux habitants, dont les poissons ;
- protéger les processus écologiques naturels (cycle de vie des poissons, reproduction, etc.) ;
- développer le loisir "pêche" en veillant à l'utilisation durable et raisonnable des ressources du milieu aquatique et en veillant à l'adéquation entre les populations piscicoles et les capacités des milieux ;
- veiller au maintien de la diversité génétique naturelle des espèces.

La gestion piscicole est vue dans un esprit patrimonial qui met en avant les actions de préservation, de protection et de restauration du milieu aquatique afin de pérenniser la ressource piscicole.

Ces objectifs, ambitieux, nécessitent de développer des moyens à long terme pour être atteints. La planification et la gestion piscicole constituent des outils utiles pour les atteindre.

B. En quoi consiste cet outil de gestion piscicole ?

La démarche des plans de gestion piscicole consiste en un engagement des différents acteurs concernés par le milieu aquatique qui vont se positionner par rapport à la gestion patrimoniale des milieux et de la ressource pisci-

cole. Cette gestion s'appliquera donc sur un espace géographique pertinent bien défini : le bassin versant.

Les populations piscicoles étant au cœur des objectifs de gestion, les limites de cet espace de travail sont définies en fonction de ces populations piscicoles, et non pas en fonction des limites administratives ou des zones d'influence des gestionnaires.

De plus, cette notion de bassin versant s'inscrit dans les objectifs de la politique environnementale de l'Union Européenne, notamment à travers l'application de la Directive Cadre européenne sur l'Eau¹ (DCE) établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (Article 3 : *Coordination des mesures administratives au sein des districts hydrographiques : 1. Les états membres recensent les bassins hydrographiques qui se trouvent sur leur territoire national et, aux fins de la présente directive, les rattachent à des districts hydrographiques*).

Cet espace de gestion peut être plus ou moins grand selon les objectifs et les moyens mis à disposition. Ainsi, en fonction de la taille de l'espace choisi, plusieurs échelles d'analyses (pour établir un diagnostic du milieu, des populations et des pratiques de pêche) peuvent être choisies. Il s'avère qu'en général, l'échelle du **contexte piscicole**² (équivalent à la masse d'eau définie comme unité de diagnostic par la Région wallonne dans le cadre de l'application de la Directive Cadre européenne sur l'Eau) constitue l'échelle la plus pertinente pour établir le diagnostic et les orientations de gestion de la ressource piscicole. Pour chaque contexte piscicole défini, une **espèce repère**³ est désignée.

Il convient donc, dès la création du comité de gestion piscicole de bassin, de définir en commun, les contextes piscicoles. Ils orienteront, après les diagnostics de l'état des milieux aquatiques et des populations piscicoles, les mesures de gestion horizontales (pour

¹ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, du 23 octobre 2000, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau [Journal officiel L 327, 22.12.2000].

² Le contexte piscicole est la partie du réseau hydrographique dans laquelle une population de poissons fonctionne de façon autonome, en y réalisant les différentes phases de son cycle vital. Trois types de contexte sont définis: les contextes salmonicole, intermédiaire et cyprinicole.

³ Une espèce repère est une espèce présentant une bonne éco-sensibilité et représentative du peuplement de poisson étudié.

l'ensemble du bassin versant ou du contexte) et verticales (pour un parcours de pêche ou pour un site ponctuel (obstacles, etc.)).

C. Comment appliquer concrètement cette méthode de planification ?

Les différentes phases du plan de gestion sont globalement résumées dans la figure suivante (cf. figure 1).

Comme nous venons de le voir dans le précédent schéma, la première étape du travail consiste donc à mettre en place un comité de gestion puis à élaborer la carte des contextes piscicoles du bassin versant concerné. Cette étape de définition des contextes est cruciale dans le processus du plan de gestion car elle conditionnera le type de diagnostic à établir en fonction du type de contexte et par conséquent les données pertinentes à collecter. Elle déterminera également les types d'orientation de gestion choisis, en fonction du bilan du diagnostic et des espèces repères du contexte.

I. LE PLAN DE GESTION PISCICOLE DE BASSIN

Concrètement, les missions du comité de gestion piscicole du bassin sont :

- l'élaboration du Plan de Gestion Piscicole de Bassin (P.G.P.B.) :

i. définition des contextes piscicoles spécifiques et de leur(s) espèce(s) repère(s) ;

ii. élaboration du diagnostic piscicole à l'échelle des contextes spécifiques ;

iii. définition des mesures de gestion et programmation des actions prioritaires;

- l'implication des sociétés de pêche dans la démarche de gestion piscicole ;

- la mise en œuvre et le suivi du programme d'actions.

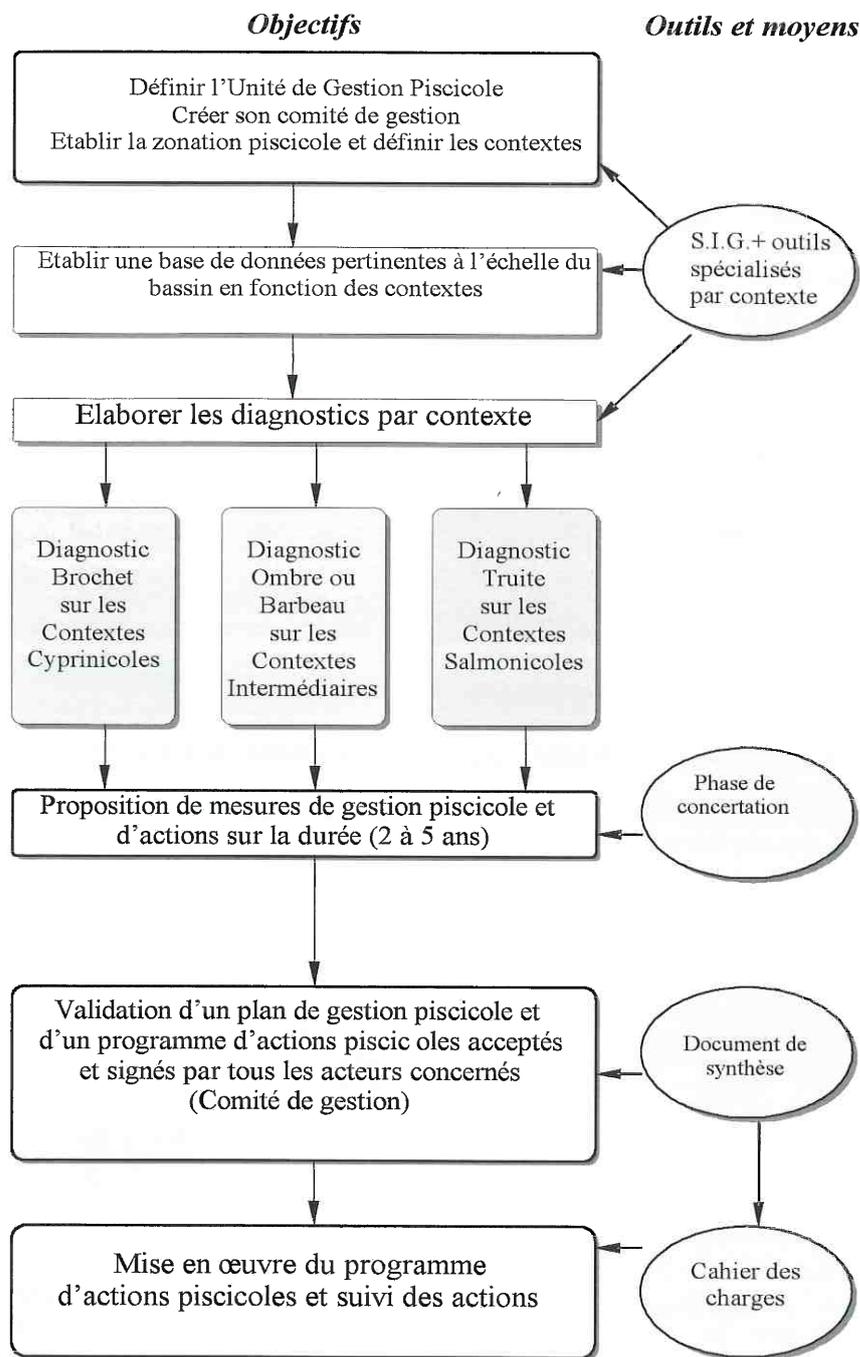


Figure 1: présentation des différentes phases d'un plan de gestion piscicole.

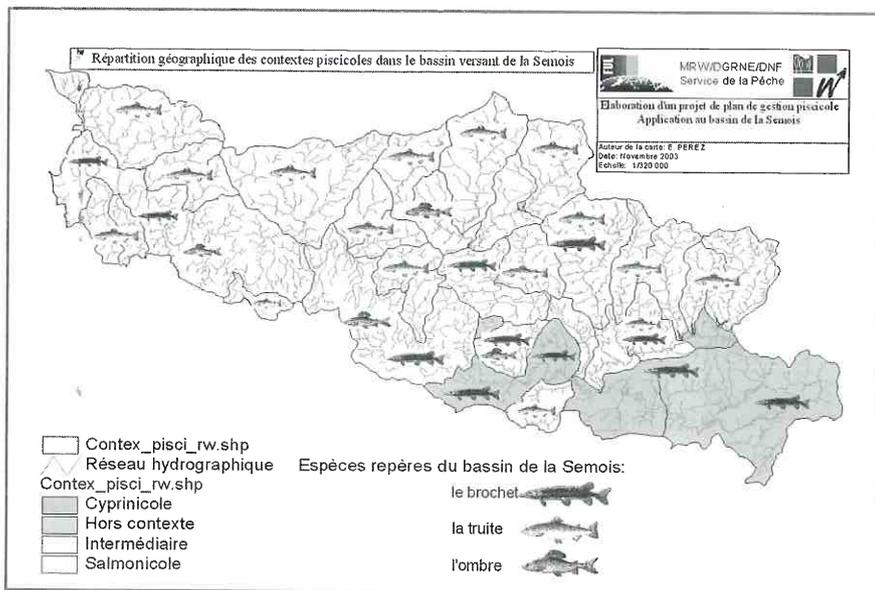
II. LES CONTEXTES PISCICOLES DE LA SEMOIS

La carte des contextes piscicoles du bassin de la Semois a été réalisée grâce au recoupement de plusieurs types d'informations (l'inventaire des obstacles⁴, un Modèle Numérique de Terrain, la zonation piscicole théorique et la valida-

tion des agents de terrain du Service de la Pêche).

Le résultat final de la carte des contextes piscicoles du bassin de la Semois est présenté sur la carte ci-jointe (cf. figure 2). Trois types de contextes y sont représentés (contextes salmonicoles, contextes intermédiaires et contextes cyprinicoles).

⁴ DENOEL P., HANQUET F., et PREVOT V. – 2002. Convention "Inventaire des obstacles physiques à la libre circulation des poissons dans le réseau hydrographique wallon" – MRW/DGRNE/DCENN/ Fédération des Sociétés de pêche de l'Est et du Sud de la Belgique).



Carte des contextes piscicoles du bassin de la Semois.

III. LES ESPÈCES REPÈRES DE LA SEMOIS

Pour chacun des contextes piscicoles définis, une espèce repère est désignée. La désignation d'une espèce repère pour un contexte piscicole ne signifie pas que l'on ne tient pas compte des autres espèces piscicoles présentes dans le contexte. Il s'agit au contraire de prendre en compte l'ensemble des caractéristiques d'une même communauté de poissons à travers l'analyse de son espèce piscicole la plus représentative. De plus, cette approche permet de simplifier l'analyse piscicole et de concentrer le travail de diagnostic sur une espèce précise.

Enfin, des indices piscicoles tels que l'IBIP⁵ ou l'indice salmonidé (développé en Suisse⁶) utilisent des notions de diversité spécifique et prennent en compte la présence de l'ensemble des populations présentes normalement dans le cortège d'espèces attendues.

Compte tenu des commentaires précédents, le choix de l'espèce repère peut paraître relativement simple. En réalité, il ne s'agit pas simplement de désigner une espèce sur des critères physique du milieu ou sur la zonation

⁵ DIDIER J. ; KESTEUMONT P. ; MICHA J.C. – 1997. Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP) pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes lotiques. Thèse – Presses Universitaires de Namur, 313p.

⁶ SCHAGER E. ; PETER A. – 2002. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG). 65p.

piscicole. Le choix de l'espèce repère est très important car il va conditionner non seulement le diagnostic mais aussi le choix des orientations de gestion piscicole future. Par exemple, dans un contexte intermédiaire, le choix de l'ombre commun comme espèce repère (espèce exigeante en matière de qualité de l'eau et très sensible aux températures estivales) peut être



Exemple de frayère à brochet sur l'étang de Suzy sur la Vierre, affluent de la Semois. Les étangs souvent créés artificiellement par l'homme présentent des modes de fonctionnement écologique et piscicole très différents des rivières.

discutable par rapport à une espèce comme le barbeau par exemple. Si l'ombre est une espèce halieutique appréciée des pêcheurs, le barbeau n'en reste pas moins l'espèce typiquement représentative du contexte intermédiaire et de sa population caractéristique de cyprins rhéophiles.

IV. LE DIAGNOSTIC DE BASSIN

Afin d'établir un diagnostic de l'état des milieux aquatiques et de la pratique de la pêche à l'échelle du bassin, des données pertinentes sont collectées. Outre les données d'ordre général qui renseignent sur les aspects géographique et administratif de l'ensemble du bassin (limites de communes, plans de secteurs, occupation du sol, limites de forêts soumises au régime forestier, etc.), elles caractérisent cinq aspects :

- la qualité physico-chimique de l'eau (altérations concernées par l'usage "Fonctions biologiques" du SEQ-Eau) ;
- la qualité des habitats poissons : obstacles à la libre circulation des

poissons, végétations en berges, érosion, substrats, colmatage, caches et abris du lit mineur, impacts des aménagements du lit mineur et des berges (en lien avec l'outil QUALPHY) ;

- la qualité des frayères des espèces repères (comme habitat particulier) ;

- la qualité piscicole : analyse des résultats des pêches électriques ;

- la qualité des pratiques de pêches : dans le cadre de la pratique de la pêche, il est très important de collecter des données sur les captures des pêcheurs.

Ces données participent directement à l'élaboration du diagnostic. Le diagnostic est établi par contexte et par espèce repère. Selon les possibilités de réalisation des fonctions vitales de l'espèce repère, le contexte est considéré comme :

- **conforme** : l'ensemble du cycle biologique, donc toutes les fonctions peuvent se dérouler normalement ;

- **perturbée** : au moins une des fonctions est compromise ;

- **dégradée** : au moins une des fonctions est impossible et, sans apport extérieur, l'espèce disparaît.

V. UN OUTIL DE GESTION AU SERVICE DES PÊCHEURS

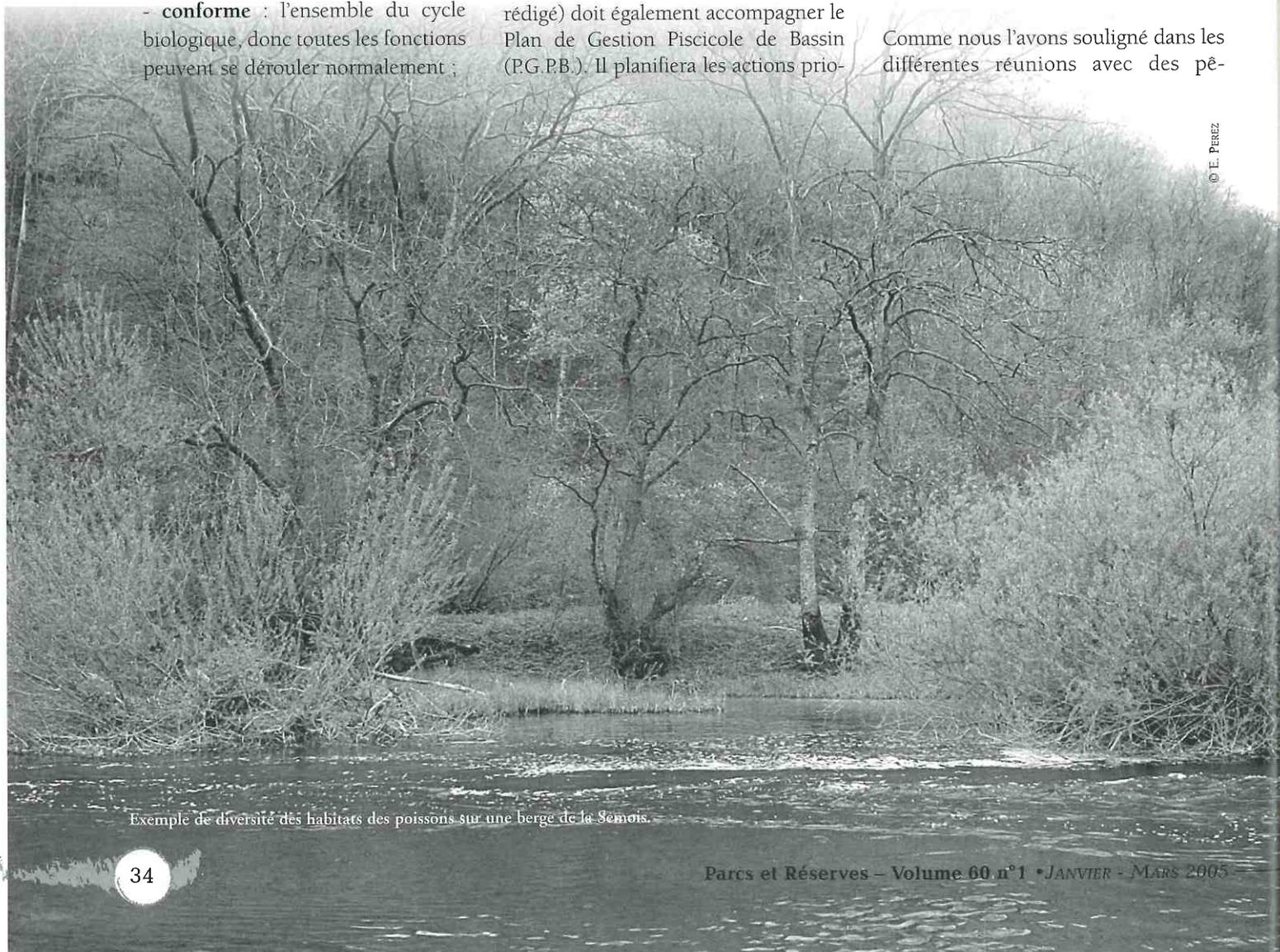
Sur base des diagnostics par contexte et par espèce repère, le comité de bassin doit décider du type de gestion piscicole retenu. Cette phase de discussions et de concertations doit aboutir à la rédaction d'un document final (Plan de Gestion Piscicole de Bassin), consensuel, signé par tous les partenaires s'engageant à le respecter, qui fixe les orientations de gestion choisies ainsi que les recommandations qui en découleront concernant la protection et la restauration du milieu, la pratique de la pêche et le développement du loisir pêche.

Un programme d'actions (document rédigé) doit également accompagner le Plan de Gestion Piscicole de Bassin (P.G.P.B.). Il planifiera les actions prio-

ritaires à effectuer afin de préserver et de restaurer le patrimoine piscicole. La restauration de la qualité physico-chimique de l'eau, la levée d'obstacles à la libre circulation du poisson (cf. photo 1) ainsi que la création de frayères à brochet (cf. photo 2), constituent des exemples des premières propositions d'actions élaborées dans le cadre du plan de gestion piscicole du bassin de la Semois.

L'implication des sociétés de pêche dans la démarche de gestion piscicole doit être forte. Ces dernières, soutenues par leurs fédérations respectives et par les Services de la pêche, s'engagent pleinement dans le processus et font vivre à leur tour le Plan de Gestion Piscicole au sein de leur parcours. Elles doivent adopter cette philosophie de gestion et l'appliquer en interne. Elles s'inspireront du P.G.P.B. pour établir leur propre plan de gestion piscicole à l'échelle du parcours de pêche. Les orientations de gestion de ce plan devront respecter les orientations décidées au sein du comité à l'échelle du bassin.

Comme nous l'avons souligné dans les différentes réunions avec des pê-



Exemple de diversité des habitats des poissons sur une berge de la Semois.



Photo 1 : exemple d'ouvrage à aménager pour la restauration de la libre circulation du poisson.



Photo 2 : exemple de restauration de frayère à brochet sur la Semois (îles de la Bergerie - Dohan).

cheurs, les Sociétés de pêche ne doivent pas percevoir les Plans de Gestion Piscicole comme une contrainte mais au contraire comme un extraordinaire faire-valoir du milieu qu'elles affectionnent particulièrement et qu'elles veulent restaurer et préserver : la rivière.

Le Plan de Gestion Piscicole de Bassin, en pointant les facteurs majeurs de perturbation (dont les pêcheurs ne sont souvent pas responsables), doit servir d'argumentaire technique au monde de la pêche dans ses relations avec les autres usages des milieux aquatiques, par exemple au sein des contrats de rivières. Il doit permettre de montrer l'effort de protection et de préservation réalisé par les pêcheurs sur les milieux aquatiques et leurs habitants.



Pêcheurs à la mouche sur les bord de la Semois. Sur le bassin de la Semois, plusieurs contextes piscicoles désignés comme "intermédiaires" font référence au brochet comme espèce repère prioritaire et non à l'ombre commun, normalement caractéristique de ce type de contexte. Cependant, les hautes températures estivales de ces eaux ne permettent pas le développement de populations d'ombre commun ou de truite fario comme le souhaiteraient ces pêcheurs.

**Colette CONJAERTS,
Yves HAUPTMANN
et Daniel WALTZING**

*Ministère de la Région Wallonne
Division de la Nature et des
Forêts
Service de la Pêche*

Av. Prince de Liège, 7
5100 Jambes

**Emmanuel PEREZ,
Francis GUYON
et François ROSILLON**

*Université de Liège
Département en Sciences et
Gestion de l'Environnement
Laboratoire Eau et
Environnement*

Avenue de Longwy, 185
6700 Arlon

Le chabot (*Cottus gobio* L.) dans le bassin de la Dyle Distribution et avenir de cette espèce

Vincent FRANK / v.franck@mrw.wallonie.be , François MATHY / f.mathy@mrw.wallonie.be et Vincent FIEVET / v.fievet@haskoning.be

1. Introduction

1.1. Biologie et écologie

Le chabot (*Cottus gobio* L.) occupe une place spécifique dans nos ruisseaux. De part sa petite taille et sa grande tête aplatie, ce poisson a une apparence particulière. Sa forme et l'absence de vessie natatoire le rend très bien adapté à la vie dans les cours d'eau rapide (espèce rhéophile). De plus, ce poisson ne se rencontre que dans les ruisseaux d'eau de grande qualité et très bien oxygénés (espèce oxyphile). Le lien qui existe entre ce poisson et les biotopes de grande qualité fait de ce poisson une preuve de la valeur biologique d'un ruisseau.

Le chabot est défini habituellement comme une espèce qui caractérise le cours d'eau à truites. Avec la truite fario, il fait partie des espèces dominantes de poissons des ruisseaux et rivières rapides (Crombaghs et al. 2002). Il se rencontre aussi dans des rivières plus lentes. Il attache beaucoup d'importance à la richesse de la structure du ruisseau qui peut compenser la qualité de l'eau dans une certaine mesure. Une eau froide, saturée en oxygène lui est essentielle (Waterstaat, 1992). Ce poisson nocturne exige un nombre suffisant d'abris dans un fond grossier. Il est très sédentaire, des déplacements de quelques centaines de mètres sont un maximum (Bless 1990, Downhower et al. 1990, Waterstaat 1992).

Du fait de sa sédentarité et de l'absence de déversement de chabots dans les cours d'eau, cette espèce intègre l'historique écologique (pollutions, dégradations du milieu,...) des cours d'eau et ce jusqu'aux dernières glaciations.



Figure 1 : Le chabot (*Cottus gobio* L.) est une espèce indicatrice des cours d'eau bien structurés et d'une eau de bonne qualité.

En effet, sur base de l'analyse de sa variabilité génétique, ses origines peuvent être retracées jusqu'à cette époque (Volckaert et al. 2002).

1.2. Distribution en Europe et en Région wallonne

Le chabot est un poisson adapté aux conditions climatiques froides. Ce poisson se rencontre aussi à grande altitude et dans des contrées septentrionales. L'espèce est présente dans toute la Scandinavie, dans les bassins de la Loire, de la Seine, du Rhône, de l'Elbe, de l'Escaut, du Donau, de la Meuse et du Rhin. Par ailleurs, il se rencontre aussi en Grande-Bretagne et dans le nord de l'Espagne.

Le chabot est relativement commun en région wallonne et particulièrement dans les bassins de la Meuse, de la Seine et de la Moselle (Figure 3).

Le chabot est rare dans le bassin de l'Escaut. Dans ce bassin, de petites populations subsistent encore dans les têtes des bassins de la Dyle, de la Haine et de la Dendre. Ce sont des reliques d'une grande population du bassin de l'Escaut. En effet, les recherches génétiques de Volckaert et al. (2002) ont démontré l'existence de plusieurs sous-populations génétiquement différentes en Europe. La distribution de ces sous-populations coïncide avec les limites des bassins versants : des variantes génétiques se distinguent dans le bassin de l'Elbe, les bassins de la Meuse/du Rhin et les bassins de l'Escaut/de la Tamise. Le sous-type scaldéen apparaît comme "stressé" génétiquement par la faible dimension de ses populations. Ces populations d'un nombre limité d'individus connaissent un appauvrissement de leur variation génétique (Volckaert et al. 2002, Hänfling et al. 2002). Selon Philippart et Vrancken (1983), le chabot est absent de la plupart des

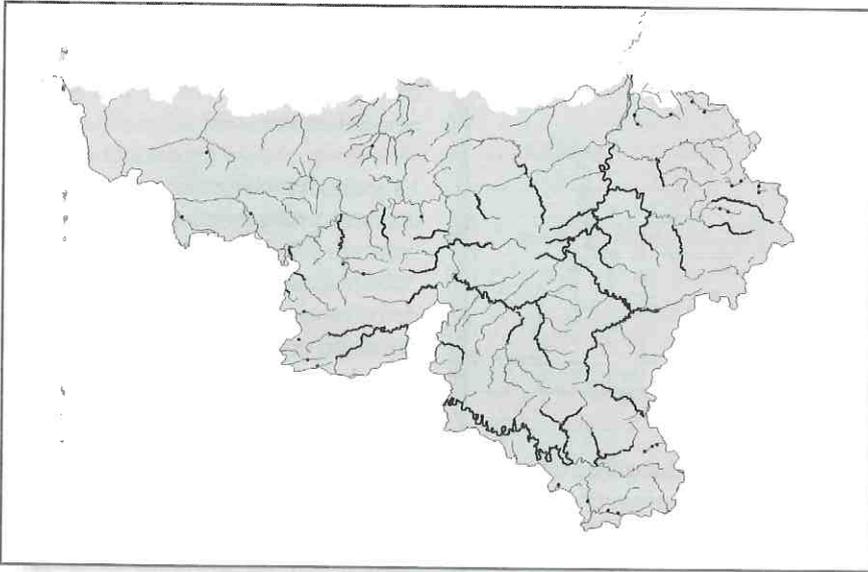


Figure 3 : distribution du chabot en Région wallonne (d'après Philippart et Vrancken 1983).

rivières et stations étudiées par eux dans le bassin de l'Escaut, sauf de la Hunnelle à Chièvres (bassin de la Dendre), de la Thyle à Faux et du Train à Grez-Doiceau (bassin de la Dyle), de la Trouille à Spiennes et Harmignies et de la Petite Honelle à Quiévrain (bassin de la Haine). Actuellement, sa présence est confirmée dans la vallée de la Dyle et probable dans le cours supérieur de la Dendre, dans celui de la Senne et dans le pays des collines.

2. Résultat des recherches dans le bassin de l'Escaut et de la Dyle en particulier

2.1. Distribution dans le bassin de la Dyle

Dans le bassin de la Dyle, le chabot ne se rencontre plus que dans 8 ruisseaux (voir tableau 2 et figure 4). Ces ruisseaux sont relativement isolés les uns des autres. Ils peuvent être subdivisés en 2 grandes populations. L'espèce est rencontrée le plus fréquemment dans les ruisseaux qui prennent source en amont de la vallée du Train. Le Train même est relativement pollué. Du fait de cette pollution, le chabot ne s'y rencontre qu'en son cours supérieur et à la confluence avec le ruisseau Piétrebais. En amont et en aval de cette confluence, le chabot est absent du Train.

Le deuxième groupe de populations est observé dans le bassin de la Thyle. Le Ry de Hé et le Ry Sainte-Gertrude recèlent chacun une grande population de chabots. Etant donné l'absence de chabot dans la Thyle, ces deux populations ne semblent pas être en relation. Néanmoins, grâce à sa bonne structure et moyennant une amélioration de la qualité de son eau, la Thyle pourrait à l'avenir servir de couloir de liaison à ces deux populations. Les efforts actuels en matière d'épuration de l'eau contribueront à la mise en relation de ces populations.

Enfin, des petites (dans le Ry de la Houssière) et de grandes (dans le Cala) populations se rencontrent encore dans le bassin. Ces populations sont isolées. Elles sont toutes séparées du

Tableau 2 : Présence du chabot, de la loche franche et du goujon dans le bassin de la Dyle (sous-bassins indiqués en pointillés et séparés par une ligne vide).

Cours d'eau	Chabot	Loche franche	Goujon
Dyle		P	P
Blanche Ry	P		
Voer			
Ijse		P	P
Vaalbeek			
Nethen			
Cala	P		
Lasne		P	P
Argentine		P	P
Smohain			
Train	(P)	P	P
Ry de Piétrebais	P		
Ry du Pré Delcourt	P	P	
Glabais			
Ry de Hèze			
Ry des Papeteries	P		
Thyle			P
Ry de Hé	P		
Ry Sainte Gertrude	P		
Ry Pirot			
Orne			P
Nil			
Ry de la Houssière	P		

Légende :

P : Présence

(P) : Présence très localisée voire temporaire (quelques exemplaires à la confluence avec le Ry de Piétrebais)

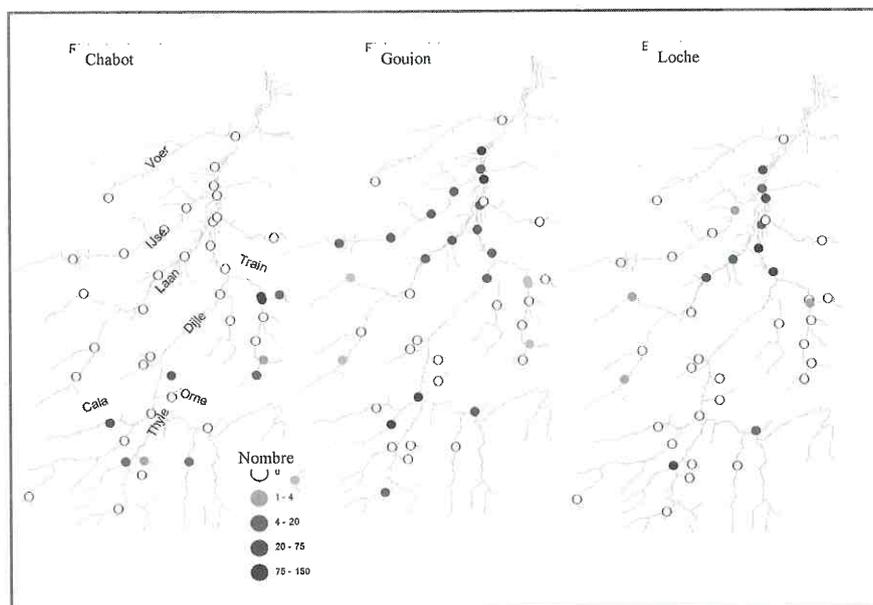


Figure 4 : distribution du chabot, du goujon et de la loche franche dans le bassin de la Dyle (d'après DGRNE/FUSAGX 2002).

reste du bassin par de grandes agglomérations avec leurs mauvaises qualités d'eau et de structure.

Les obstacles à l'erraticisme du poisson ont été perçus lors de l'étude. En effet, malgré la présence de quelques populations florissantes, aucun spécimen erratique n'a été retrouvé. A une occasion, un exemplaire isolé a été découvert à l'embouchure du Nethen. Toutes les autres observations concernent des ruisseaux de structure et de qualité bien développées où des populations peuvent être attendues. Même dans le Train, où un nombre relativement important de populations est présent dans les têtes de cours d'eau, ce poisson n'a pas été retrouvé de manière dispersée. Le poisson n'est retrouvé qu'aux embouchures immédiates des ruisseaux purs. De plus, l'agglomération de Wavre-Ottignies coupe physiquement le bassin en deux. Cette agglomération constitue un grand complexe d'obstacles à la migration. La structure et la qualité chimique du

cours d'eau y sont aussi problématiques.

2.2. Etude des corrélations de la présence du chabot avec différents paramètres biotiques et abiotiques

Données utilisées

Les exigences écologiques du chabot ont été déterminées par la comparaison des données écologiques du *Cottus gobio* L. avec celles d'autres espèces de poisson. Quatre espèces de poissons accompagnent le chabot dans le bassin de l'Escaut : la truite fario (*Salmo trutta fario*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*), la loche franche (*Noemacheilus barbatula* L.) et le goujon (*Gobio gobio* L.).

La truite fario et le vairon sont caractéristiques du cours d'eau à truite. Ces espèces sont malheureusement tellement rares dans le bassin de l'Escaut que peu de données sont disponibles à leur sujet. De plus, la truite est fréquemment déversée ce qui complique

très fortement l'interprétation de ses données. Pour ces raisons, la truite fario et le vairon ne sont pas pris en considération.

La loche franche et le goujon se rencontrent préférentiellement en compagnie du chabot (Crombaghs et al. 2000). Contrairement au chabot, ces deux espèces ne sont pas caractéristiques du cours d'eau à truites. En fait, la loche franche et le goujon remplacent le chabot dans les biefs plus lents, moins structurés ou plus pollués. La niche écologique de ces deux espèces se situe juste à côté de celle du chabot. Par conséquent, il est possible de découvrir la limite inférieure de la niche écologique du chabot en le comparant à ces deux espèces. Pour ces raisons, la loche franche et le goujon ont été considérés.

Différentes sources de données ont été utilisées pour réaliser cette étude. Celles-ci sont présentées au tableau 1. Globalement, trois sources de données sont distinguées. La première contient l'information sur les poissons et leur distribution, la deuxième est relative à la qualité abiotique de l'eau de surface et la dernière à sa qualité biologique. Seules les données relatives aux trois poissons et leur biotope sont considérées dans cet article. La banque de données utilisée porte sur toutes les populations de la Dyle et toutes celles de l'Escaut à l'exception de celles du Tappelbeek, du Schijn et du Maarkebeek. Ces données proviennent d'une convention conclue en 2002 entre la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement et la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

L'ensemble des données consiste en 57 observations de populations d'un des

Tableau 1 : Données spécifiques par source.

Source	Période	Distribution piscicole	Qualité de l'eau	Nbre observations
Triest et al.	2000	Près des sources	Qualité structurelle et différents IB	19
Breine et al	2000-2001	Près des sources	Qualité de l'eau (oxygène et pH)	48
VMM	2001	--	Qualité de l'eau (ensemble complet IBB inclus)	--
DGRNE/FUSAGx	2001-2002	Bassin de la Dyle	Structure et qualité de l'eau (IBGN et IB)	70

Remarque : IB : indice biotique, mesure de la qualité biologique, IBB : IB belge (seulement en usage en Flandre), IBGN : indice biotique global normalisé.

trois poissons. Parmi celles-ci, on relève 16 observations de chabot. Il est à remarquer que dans cet ensemble de données, la loche franche est presque toujours rencontrée avec le goujon et est très peu capturée seule. Crombaghs et al. (2000) signalent que seulement 50 % des captures de loche franche sont associées à celle du goujon. Par conséquent, la partie de la population de loche franche qui est rencontrée 'seule' n'est pas représentée dans l'ensemble de données. Il est probable que, dans le bassin de l'Escaut, cette espèce ne se rencontre pas isolément dans les têtes de cours d'eau. Selon Crombaghs et al. (2000), 75 % des captures de goujon s'effectuent en association avec la loche franche. Un rapport comparable (80 %) se retrouve également dans l'ensemble des données utilisées ici.

Sur base des données considérées, il n'est pas possible de faire une distinction entre l'écologie de la loche franche et celle du goujon. Par contre, il est tout à fait possible de distinguer le chabot des deux autres espèces de poisson. Tel est le sujet de cet article.

Exigences écologiques

Qualité de l'eau

Les poissons sont dépendants de la teneur en oxygène présent dans les eaux de surface. Cette dépendance n'est pas seulement cruciale pour les adultes mais aussi pour l'oxygénation des oeufs accrochés sous les pierres au fond de la rivière.

La figure 5a présente la distribution de la concentration en oxygène sur les lieux de pêche des trois espèces considérées (chabot, loche franche, goujon). En tant que représentant du cours d'eau à truites, le chabot attache le plus d'importance à l'oxygène. A l'exception de 2 observations, l'eau du ruisseau présente une concentration en oxygène de plus de 8,0 mg/l. Tant le goujon que la loche franche se rencontrent aussi bien dans les ruisseaux très bien oxygénés que les eaux de moins de 8,0 mg/l d'oxygène. Sous le seuil de 8,0 mg/l d'oxygène dans l'eau,

Figure 5a : Diagramme des fréquences de la concentration en oxygène mesurée dans l'eau des différentes populations de : (a) Chabot (b) Loche franche (c) Goujon

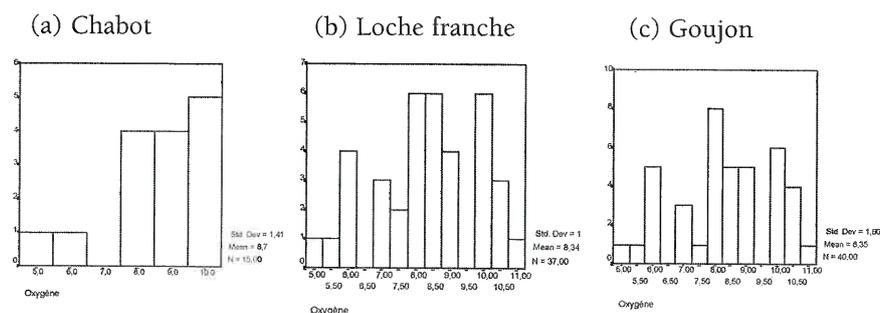
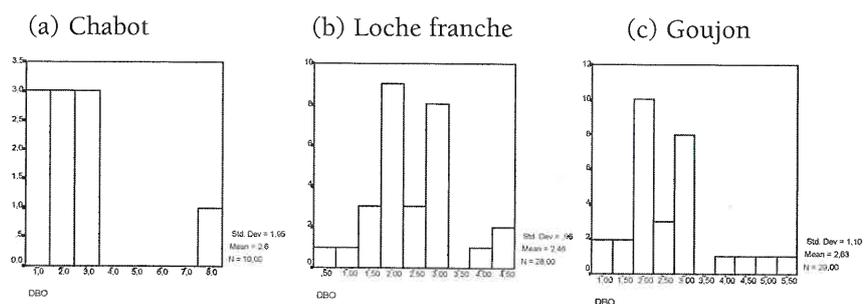


Figure 5b : Diagramme des fréquences de la Demande Biologique en Oxygène (mgO2/l) mesurée dans l'eau des différentes populations de : (a) Chabot (b) Loche franche (c) Goujon



la loche franche et le goujon connaissent encore un optimum et leur nombre d'observations ne tend ensuite à diminuer que lentement. Cette comparaison confirme la sensibilité du chabot à la teneur en oxygène du cours d'eau.

La réaction à la DBO¹ s'exprime de manière moins différenciée entre espèces (voir figure 5b). A une exception près, toutes les populations de chabot semblent se concentrer dans les ruisseaux avec une DBO inférieure à 3,0 mg d'oxygène/l. Les 2 autres espèces se rencontrent dans des ruisseaux de charge analogue mais ici, la transition entre leur présence et leur absence est moins soudaine. Par conséquent, le goujon et la loche franche supportent mieux la pollution organique de l'eau que le chabot.

Le fait que la DBO n'induit pas de réaction clairement différenciée entre espèces peut s'expliquer par la rapidité des ruisseaux. En effet, dans les cours d'eau où ces espèces sont présentes, le courant rapide de l'eau maintient une

forte teneur en oxygène. Du fait de ce courant rapide, les micro-organismes épurateurs n'y ont littéralement pas le temps de consommer l'oxygène et de dégrader la matière organique. La DBO s'exprime complètement en aval, dans les cours d'eau à courant lent. Il peut donc être conclu que le chabot est relativement tolérant à la pollution organique en eaux rapides bien oxygénées.

Qualité de la structure

Les poissons attachent de l'importance à la qualité de l'eau mais aussi à la structure du cours d'eau. Selon l'espèce, au cours du temps et en fonction de leur activité, les poissons ont une très grande variété de besoins en matière d'habitat (Dupont, 1998). Un cours d'eau 'en liberté' fait des méandres et présente une alternance de faibles et grandes profondeurs, de passages à courant rapide et de zones à courant plus lent. Cette alternance s'observe également pour la granulométrie du fond du cours d'eau (Dupont, 1998). Selon Seeuws et al. (1999), le chabot attache une grande

¹ La demande biologique en oxygène (DBO) est un paramètre qui indique le niveau de pollution organique du ruisseau. Il est exprimé en quantité d'oxygène consommé par un échantillon d'eau après 5 jours à 20°C. Plus l'oxygène est consommé, plus la pollution du ruisseau est importante

importance à un fond pierreux. Les ruisseaux à fond uniquement sableux ne conviennent pas. Il doit y avoir des passages pierreux ou graveleux. Cette exigence peut s'expliquer par son comportement de reproduction. En effet, en tant qu'espèce nidificatrice spéléophile, il colle ses œufs en paquet sur la face inférieure de pierres en zone de courant (Dupont, 1998). De plus, il est lucifuge et apprécie particulièrement les zones ombragées où il passe la journée enfoui sous les pierres. La structure d'un ruisseau est un paramètre difficile à décrire. Il est la somme de plusieurs paramètres tels que la sinuosité, l'environnement du ruisseau, la variation de la berge et/ou diverses interventions humaines. Afin de rendre possible la comparaison entre les différentes sources de données, les diverses quotations utilisées par les auteurs pour définir la structure du ruisseau ont été converties en une notation commune à 5 gradations (tel que recommandé par la Directive Cadre de l'Eau). La valeur 1 indique une très mauvaise structure tandis que la valeur 5 correspond à une très bonne structure.

La figure 5c présente la distribution des classes de structures des lieux de captures de chacune des trois espèces. Le chabot vit dans des ruisseaux de bonne à très bonne structure, avec une préférence marquée pour cette dernière. Le goujon et la loche franche se retrouvent principalement dans des ruisseaux de bonne structure et survivent dans des ruisseaux de structure moyenne à mauvaise.

Il peut être conclu que le chabot attache une grande importance à la structure du ruisseau. Il y attache une plus grande importance que les deux autres espèces considérées. Cette distinction est d'autant plus remarquable qu'elle a pu être détectée clairement à l'aide d'une notation limitée à seulement 5 gradations.

Où se trouvent ces biotopes dans le bassin de la Dyle ?

Ces ruisseaux structurellement riches, peu pollués et riches en oxygène se rencontrent près des sources des ruisseaux. Par définition, il s'agit de por-

Figure 5c : Diagramme des fréquences de la qualité structurelle du cours d'eau (5 classes) des différentes population de :
(a) Chabot (b) Loche franche (c) Goujone

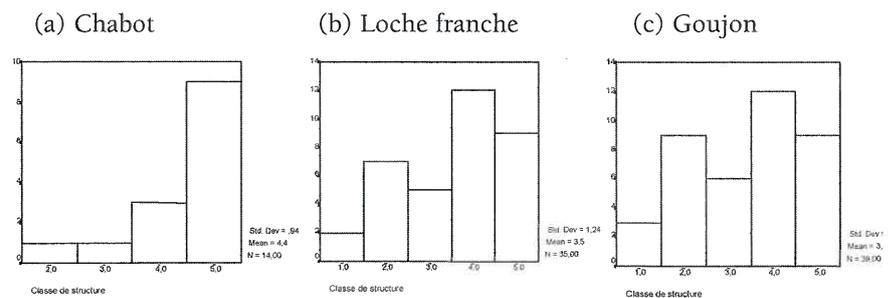
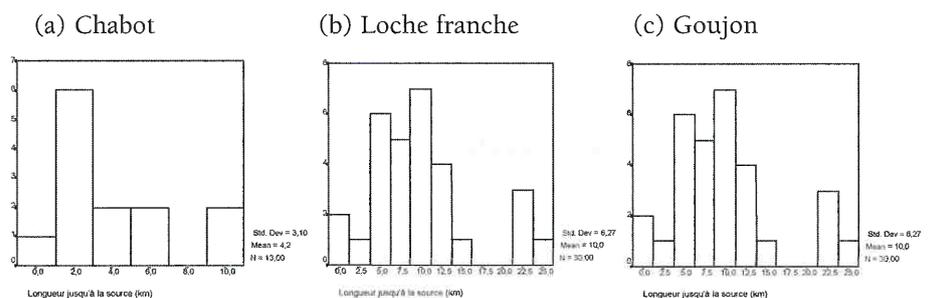


Figure 5d : Diagramme des fréquences de la distance du cours d'eau jusqu'à la source de différentes populations de :
(a) Chabot (b) Loche franche (c) Goujone



tions éparses de ruisseaux qui fusionnent en aval. Avant que l'eau n'atteigne ces points de confluence, quelques moulins, barrages et autres obstacles à la migration sont rencontrés et la qualité de l'eau baisse. Dans ce cadre, le chabot survit principalement à la source et jusqu'à une distance maximale de 5 km de la source. Les deux autres espèces sont présentes à partir de 5 km de distance de la source. Les espèces se remplacent clairement. Ce phénomène est visible spatialement grâce à la distribution des trois espèces dans le bassin de la Dyle présenté à la figure 4.

Longueur des ruisseaux

Le raisonnement comme quoi les habitats adéquats se situent au plus près de la source a des limites. Globalement, il importe aussi de disposer de suffisamment d'habitats adéquats pour entretenir une population stable. Autrement dit, il doit y avoir assez de ruisseaux purs, rapides et bien structurés. Lors de l'étude du bassin de la Dyle, on a constaté que beaucoup de ruisseaux adéquats n'hébergent aucune popula-

tion. Ces ruisseaux sont tous d'une longueur inférieure à 2 km. Ce parcours trop court ne leur permet pas de supporter une population d'une taille suffisante pour être stable. Les populations stables se retrouvent dans les ruisseaux d'une longueur minimale de 2 km (habitat potentiel). La longueur moyenne d'un ruisseau peuplé est de 5 km. Les plus petits ruisseaux sont tous très adéquats (aucune influence anthropique, fond non entièrement sableux, de structure riche) mais leur longueur est toujours inférieure à 2,5 km (moyenne de 1,5 km). Les plus grands ruisseaux peuvent être déficients en l'un ou l'autre critère (principalement la qualité de l'eau). Les grands ruisseaux (tels que la Dyle, la Thyle et la Lasne) ne sont pas adéquats (profond, à courant lent, sableux), aussi ils n'hébergent pas de populations de chabot. Quelques ruisseaux non encore étudiés disposent d'une longueur suffisante. Enfin, un groupe de ruisseaux qui semblaient adaptés a révélé ne posséder aucune population du fait de divers problèmes (ruisseaux temporaires, qualité de l'eau,...).

3. Politique de conservation du chabot (et des espèces voisines)

Cette espèce en danger au niveau européen a été reprise dans l'annexe II et IV de la Directive Habitat (espèce Natura 2000). De ce fait, les pays membres sont tenus de prendre des mesures adéquates afin d'assurer sa protection sur l'ensemble de leur territoire. C'est pourquoi elle justifie la désignation de sites Natura 2000.

Par ailleurs, la présence du chabot dans les cours d'eau peu altérés indique sa sensibilité à la pollution de l'eau et à la structure du ruisseau. Par conséquent, cette espèce peut être considérée comme un indicateur de qualité pour les ruisseaux. Le maintien des populations de chabot dans un état de bonne conservation (objectif Natura 2000) assure au gestionnaire du cours d'eau l'obtention d'une mention bon état des eaux, objectif défini par la directive Cadre de l'Eau (2000/60).

Ces raisons indiquent la nécessité de prendre des mesures de restauration et de conservation. Ces mesures auront pour objectif de lever les principales menaces qui pèsent sur les populations de chabot. Dans le bassin de l'Escaut et en Dyle, le chabot est menacé par le 'stress' génétique dû à la faible dimension et à l'isolement de ses populations. Sa survie à long terme nécessite de renforcer les populations existantes et de rompre leur isolement.



Figure 6 : L'avenir du chabot - espèce à protéger par les annexes II et IV de la Directive européenne Habitat - est dans nos mains.

Tableau 3 : Ruisseaux du bassin de la Dyle adaptés à la réintroduction du chabot.

Ruisseau	Potentialité	Structure	Qualité d'eau	Autre problème
Pisselet	moyenne			probablement trop court
Pinchart	moyenne		Qualité moyenne	
Malaise	faible		rejet à Louvain-la-Neuve	
Argentine	faible			
Glabais	grande			pisciculture
Train	grande	moyenne	moyenne à bonne	obstacle à la migration
Ry Pirot	grande			pisciculture
Ijse	grande	bonne		moyenne
Nellebeek	grande	mauvaise	bonne	

Les mesures envisagées pour atteindre ces objectifs sont les suivantes :

- amélioration de la qualité de l'eau ;
- amélioration de la qualité hydromorphologique de certains secteurs ;
- déplacement éventuel d'individus pour le repeuplement d'habitats rendus à nouveau adéquats.

En Région wallonne, l'investissement actuel consenti pour l'assainissement des eaux résiduaires améliore la qualité des eaux de surface et il peut être supposé qu'elle s'améliorera très fortement dans un proche avenir. De ce fait, il y a un grand potentiel de développement du chabot dans quelques ruisseaux (voir tableau 3). D'autres travaux et notre étude comparative démontrent l'importance cruciale pour le chabot d'une bonne structure du ruisseau et d'une bonne oxygénation de l'eau. Quantitativement, les données indiquent une limite supérieure de 3,0 mg d'oxygène/l pour la demande biologique en oxygène (DBO). La norme de base pour les eaux du réseau hydrographique public est de 6 mg d'oxygène/l (Arrêté royal du 04/11/1987). Les stations d'épuration collective sont soumises à des conditions sectorielles d'émission

(AGW du 18/05/2000). Ces conditions sectorielles fixent la DBO des rejets des stations à seulement 25 - 30 mg O₂/l (en fonction de la capacité d'épuration de la station). L'obtention de ces normes de base est nécessaire mais insuffisante pour des espèces sensibles telles que le chabot. L'application de normes écologiques spécifiques plus contraignantes est requise pour la protection de cette espèce de la Directive européenne Habitat.

La mauvaise qualité hydromorphologique de certains secteurs peut être caractérisée par une trop grande uniformité des profondeurs, une absence de sinuosité, une physionomie uniforme des berges voire un environnement hostile. Des barrages et des chutes constituent autant d'obstacles directs à la migration des poissons.

En Wallonie, il est envisagé de déplacer des chabots au sein du bassin de l'Escaut. En effet, la faible capacité de dispersion du chabot pourrait inciter au repeuplement artificiel de certains secteurs. Il semble être recommandé de déplacer ce poisson depuis des populations florissantes et en provenance d'autres ruisseaux du bassin de la Dyle (par ex. le Ry de Hé ou le Cala). De toute manière avant d'intervenir, il importe de s'assurer que ces secteurs de repeuplement ont bien retrouvé leur capacité d'accueil du chabot.

4. Conclusion

Dans le bassin de l'Escaut et en particulier dans la vallée de la Dyle, outre les menaces directes, les obstacles à la



Figure 7 : Vue du Cala (vallée de la Dyle) où vit une population de chabot (*Cottus gobio* L.) de taille suffisante pour être stable.

migration constitue la principale menace pour la survie des populations résiduelles de chabot. La migration entre populations existantes nécessite l'amélioration de la qualité de l'eau et de la structure des ruisseaux en aval des zones actuellement peuplées. Ensuite, le repeuplement en chabot d'habitats rendus à nouveau adéquats, voire de nouveaux habitats, doit être favorisé. En Wallonie, il est aussi envisagé de déplacer des chabots. Etant donné que les populations de chabot semblent ne pas connaître le même passé génétique, il importe d'envisager avec prudence tout transfert de population de ce poisson.

Remerciements

Lors de nos pérégrinations à la recherche du chabot, nous avons été assistés par des dizaines de personnes. Nous les remercions ici. En particulier, ces recherches n'auraient pu se faire sans l'assistance et la coopération des agents du Service de la Pêche de la Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement (Ministère de la Région wallonne). Merci à Monsieur J.-M. Tricot, coordinateur du Contrat de Rivière Dyle, pour sa collaboration enthousiaste. Nous remercions aussi les personnes intéressées par les journées de pêches électriques dans les cours d'eau du bassin de la Dyle et en particulier Monsieur R. Rollin de la Fédération du Brochet de la Dyle et les Pêcheurs de Laroche et de Tangissart.

Vincent FIEVET

Haskoning Belgium

Rue des Pieds d'Alouette 22A
5100 Naninne (Namur)

François MATHY

MRW / DGRNE / Eaux de surface

Avenue Prince de Liège
15 - 2ème étage
5100 Jambes (Namur)

Vincent FRANK

MRW / DGRNE / DNF / Service de la pêche

Avenue Prince de Liège,
7 - 5ème étage
5100 Jambes (Namur)

Bibliographie

- BLESS, R. 1990. Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe. *Natur und Landschaft*, 65: 581-585.
- BREINE J., GOETHALS P., SIMOENS I., ERCKEN D., VAN LIEFFERINGE C., VERHAEGEN G., BELPAIRE C., DE PAUW N., MEIRE P. & OLLEVIER F. 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. VLINA 00/01. AMINAL rapport, 137 pp.
- CROMBAGHS, B.H.J.M., AKKERMANS R.W., GUBBELS R.E.M.B. & HOOGERWERF G. 2000. *Vissen in Limburgse beken*, 495 pp. Natuurhistorisch genootschap Limburg, Maastricht.
- DUPONT E. 1998. *Entretenir les cours d'eau et l'habitat des poissons*. Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Centre de Recherche sur la Nature, la Forêt et le Bois. 136 pp.
- DOWNHOWER J.F., LEJEUNE P., GAUDIN P. & BROWN L. 1990. Movements of the Chabot in a small stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (1-2), 119-126.
- GAUDIN P. & CAILLERE L. 1990. Microdistribution of *Cottus gobio* and fry of *Salmo trutta* in a first order stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (1/2), 81-93.
- HÄNFLING B., HELLEMANS B., VOLCKAERT F.A.M. & CARVALHO, G.R. 2002. Late glacial history of the cold-adapted freshwater fish *Cottus gobio*, revealed by microsatellites. *Molecular Ecology*, 11, 1717-1729.
- MARTENS K. & MONDEN S. 2001. *Vissen in Vlaanderen natuurrpntfocus*.
- DGRNE/FUSAGx, 2002. *Convention relative à la qualité piscicole et des problèmes de conservation des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Dyle*. DGRNE.
- PHILIPPART J.C. & VRANCKEN M., 1983. *Protégeons nos poissons*, coll. Animaux menacés en Wallonie, Ed. Duculot et R.W. : 206 p.
- SCHNEIDERS A., WILS C., VERHEYEN R.F. 1995. *Een beleidsvisie voor het herstel van waterlooptypen in Vlaanderen*. Rapport in opdracht van AMINAL afd. Water.
- TRIEST L., ADRIAENSSENS V., BELPAIRE C., BREINE J., D'HEERE E., GABRIELS W., GOETHALS P., SIMOENS I. & DE PAUW N. 2001. *Vergelijking van bioindicatoren voor de ecologische evaluatie van waardevolle bovenstroomse beektrajecten*. VLINA 00/08 2001. AMINAL rapport, 149 pp.
- Universitair Instituut van Antwerpen, 1999. *Soortbeschermingsplan voor de rivierdonderpad*. AMINAL/NATUUR/1996/NR14
- VANDELANNOTE A., YSEBOODT R., VERHEYEN R., COECK J., BELPAIRE C., VAN THUYNE G., DENAYER B., BEYENS J., DE CHARLEROY D., MAES J. & VANDENABEELE P. 1998. *Atlas van de Vlaamse beek- en riviervisen*. V.z.w. Water-Energie-Vlario (WEL), Wijnegem.
- VERCOUTERE B. 2002. *De Weidebeekjuffer Calopteryx splendens in het Dijleland: een nieuwkomer?* *Boom.klever* 30:34
- VOLCKAERT F.A.M., HÄNFLING B., HELLEMANS B. & CARVALHO G.R. 2002. Timing of the population dynamics of bullhead *Cottus gobio* during the pleistocene. *J. Evol. Biol.* 15, 1-15.
- WATERSTAAT A. 1992. *Populationsökologische Untersuchungen an Cottus gobio und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands*. *Limnologia* 22 (2), 137-149.
- Lien internet
Cahiers d'Habitats (France) : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/natura2000/habitats/pdf/tome7/1163.pdf>
Site biodiversité de la Région wallonne : <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/home.html>

Une magnifique trouvaille botanique dans la réserve naturelle du Vignoble à Comblain-au-Pont : l'Orlaya.

Emile HENRION et Jacqueline SAINTENOY-SIMON / aef@belgacom.net

Les réserves naturelles sont particulièrement nombreuses à Comblain-au-Pont. Ardenne et Gaume y gère les Roches Noires, le Vignoble et le Chession alors que les Tartines, le Tier Pirard et la sablière du Larbois sont des réserves naturelles domaniales. Tous ces sites sont bien connus du point de vue botanique, de nombreuses publications les ont décrits et il semble peu probable d'y rencontrer encore des plantes qui n'avaient pas encore été signalées.

Cependant, en été 2004, l'un d'entre nous (E. HENRION, qui guidait une excursion du *Cercle des Guides-nature du Brabant* a eu l'heureuse surprise de découvrir une population d'*Orlaya grandiflora*, à Comblain-au-Pont, en contrebas du Vignoble, en bordure de la route de Liège. Il y avait, à notre connaissance, plus de 20 ans que la plante n'y avait plus été revue et elle était considérée comme vraisemblablement disparue.

Orlaya grandiflora est une Ombellifère annuelle, haute de 10 à 40 cm, fleurissant en été (juin-juillet). Ses pétales sont blancs, ceux du pourtour de l'ombelle étant jusqu'à 8 fois aussi longs que les autres et profondément bifides. Ses feuilles sont bi ou tripennatiséquées. Les ombelles ont 5-12 rayons, avec un involucre et un involucrelle à 5-8 bractées membraneuses au bord. Les akènes ont des épines lisses, un peu courbées à crochues au sommet.

L'Orlaya est une plante que l'on rencontre en Europe méridionale (de l'Espagne à la Grèce), en Europe occidentale et centrale, en Afrique du Nord et dans le sud-ouest de l'Asie.

Au XIX^e siècle, la plante était connue de Lorraine (2 localités), du sud du district mosan (75 localités) et du Hainaut méridional où elle était commune.

Dans les vingt dernières années, la plante n'a été mentionnée qu'une seule fois, à Barvaux-sur-Ourthe (observation de DELESCAILLE en 1982).

Sa découverte à Comblain-au-Pont est donc un événement !

L'Orlaya est une espèce calcicole des moissons et des friches qui, à Comblain-au-Pont, se développe dans un milieu assez hétérogène où se rencontrent des plantes de falaise (*Melica ciliata*), des plantes de groupements à orpins (*Alyso-Sedion* : *Echium vulgare*, *Sedum album*), des plantes d'ourlet (*Origanum vulgare*) et des pelouses sèches (*Xerobromion* : *Helianthemum nummularium*), des plantes de friches, des plantes nitrophiles, etc. Notons la

présence au même endroit d'une autre espèce intéressante, mais bien moins rare et inféodée également aux moissons et aux friches calcicoles, le mélampyre des champs (*Melampyrum arvense*), nouveau également pour la réserve.

Paradoxalement, la plante n'est pas protégée, cependant, incluse dans une réserve naturelle, elle devrait bénéficier de mesures de gestion appropriées et être dégagée des ronces.

Bibliographie

HENRION, E. ET SAINTENOY-SIMON, J., 2005. *Orlaya grandiflora* à Comblain-au-Pont. *Adoxa* à paraître.



Les oiseaux des Hautes-Fagnes

Histoire et géographie des oiseaux nicheurs

Par M. Metzmacher

**Editions Eole, Ortho n°44 à 6983 Laroche-en-Ardenne
2004, 496 pages, format 148 x 210
Prix 25 euros (+ 3 euros de port).**

On connaît l'abondante littérature consacrée au plateau des Hautes-Fagnes mais on y trouve relativement peu de travaux consacrés aux oiseaux. Voici donc un ouvrage qui comble cette lacune et ravira non seulement les ornithologues mais aussi le vaste public des naturalistes fréquentant les Hautes-Fagnes.

La première partie de l'ouvrage est consacrée à l'atlas des oiseaux nicheurs en Haute-Fagne. Elle est présentée sous forme de fiches par espèce comprenant les rubriques suivantes : distribution de l'espèce dans l'Euregio Ardenne-Eifel-Oesling, distribution en période de nidification y compris la description de l'habitat, estimation des effectifs et de leur évolution et données sur les déplacements des migrateurs. Les données quantitatives sur les populations d'oiseaux ont été rassemblées fin des années 80 mais, pour certaines espèces au moins (dont le téttras lyre et la chouette de Tengmalm), elles ont été complétées par des données récentes.

La seconde partie, la plus originale à nos yeux, est consacrée à l'étude des facteurs principaux influençant la répartition et l'abondance des populations d'oiseaux. Sont ainsi abordés :

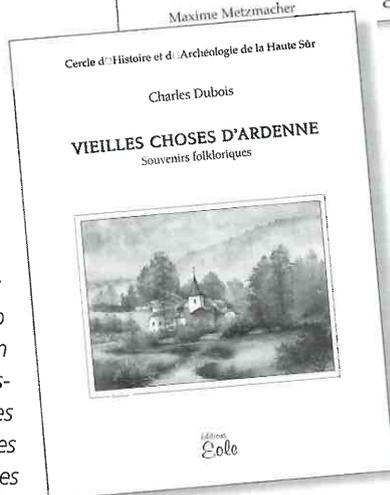
- La sélection de l'habitat chez les passereaux

Sur base d'une analyse des divers paysages végétaux dont des paysages forestiers (pessières équiennes et futaies feuillues), des milieux ouverts (les landes) et leurs lisières, l'auteur confirme la grande sensibilité des oiseaux à la structure de l'habitat et au type (feuillu ou résineux) de végétation mais constate que les aléas climatiques, en affectant la démographie des populations, peuvent modifier la réponse des oiseaux à la structure de la végétation.

- Le climat

Analyse à la fois théorique et pratique des impacts du climat sur la dynamique des populations d'oiseaux et dans ce cadre, l'auteur examine l'impact potentiel du réchauffement global sur l'avifaune des Hautes-Fagnes.

- Les perturbations de l'habitat (tempêtes, incendies, maladies).
- Les prédateurs.
- Le parasitisme



Un des chapitres les plus originaux du livre ouvrant des perspectives intéressantes sur les effets du parasitisme sur les populations d'oiseaux.

Pour conclure, l'auteur fait des suggestions intéressantes sur la gestion du plateau des Hautes-Fagnes et sur son financement, proposant que l'industrie du tourisme assume le coût de ses retombées négatives et paye pour les ressources qu'elle tire de la nature, alors qu'à l'heure actuelle, elle privatise les bénéfices et fait retomber sur la collectivité les coûts écologiques des activités de loisir. Un beau sujet de réflexion pour le Conseil Supérieur Wallon de la Conservation de la Nature et un thème que les associations de conservation de la nature devraient mettre prioritairement à leur programme.

W. Delvingt

Vieilles choses d'Ardenne

Par Charles Dubois

**Editions Eole,
Ortho n°44 à 6983 Laroche-en-Ardenne
2002, 352 pages, format 148 x 210
Prix : :22 a (+ 2 a de port)**

L'abbé Charles Dubois (1874 – 1954) enseignant, naturaliste et archéologue amateur averti fut un des membres fondateurs d'Ardenne et Gaume (il participa également à la création du Musée gaumais de Virton et fonda le Musée de Malmédy). Il passa son enfance à Bodange, près de Fauvillers où son père était juge de paix. Ordonné prêtre en 1896, il fut successivement professeur à Virton et Malmédy puis s'installa à Bruxelles où il s'adonna à sa passion pour l'archéologie comme collaborateur libre au Musée du Cinquantenaire.

Il revenait fréquemment à son village natal "pour se rassasier le cœur, autant que les yeux, des paysages qui avaient été les confidents de ses sensations et de ses rêves d'enfant".

Rédigé à Malmédy et paru en 1932 à la veille de sa retraite (en 1934), ce livre, réédité une première fois en 1947, l'est à nouveau par les éditions Eole à la demande du Cercle d'histoire et d'archéologie de la Haute Sûre. C'est un petit chef-d'œuvre bourré de poésie et écrit dans une langue parfaite qu'il faut goûter par petites doses comme on le fait avec un vin de prix au bouquet discret.

J'ai particulièrement apprécié certains chapitres comme celui consacré à Blaise, qui faillit mourir du troisième pet de son âne, ou ceux consacrés respectivement aux haies à écorce, à l'écobuage, aux mendiants et à la pêche aux écrevisses. Une partie du livre est consacrée aux jeux de plein air des écoliers de Bodange vers 1880.

Un très beau livre que nous vous conseillons vivement pour les longues soirées d'hiver.

W. Delvingt

Génétique et amélioration des arbres forestiers

Par Alphonse Nanson

Edif. Les presses agronomiques de Gembloux

2004, 712 p., 103 ill., 25 tab.

60 euros (Belgique)

Alphonse Nanson, bien connu de nos lecteurs forestiers mais probablement moins par les naturalistes, est un spécialiste de renommée internationale ayant acquis en Belgique et en Afrique plus de 40 ans d'expérience dans la pratique de l'amélioration génétique et de la gestion à long terme des ressources génétiques forestières.

Cet ouvrage de synthèse deviendra certainement la référence pour les spécialistes européens et cela d'autant plus que le seul manuel disponible en Europe occidentale datait de 1959 et était écrit en allemand.

Les forestiers de terrain y trouveront quantité d'informations utiles, telles que les provenances recommandables, les peuplements à graines, des conseils en matière de régénération naturelle et un chapitre fort intéressant sur le contrôle et la certification des matériels forestiers de reproduction.

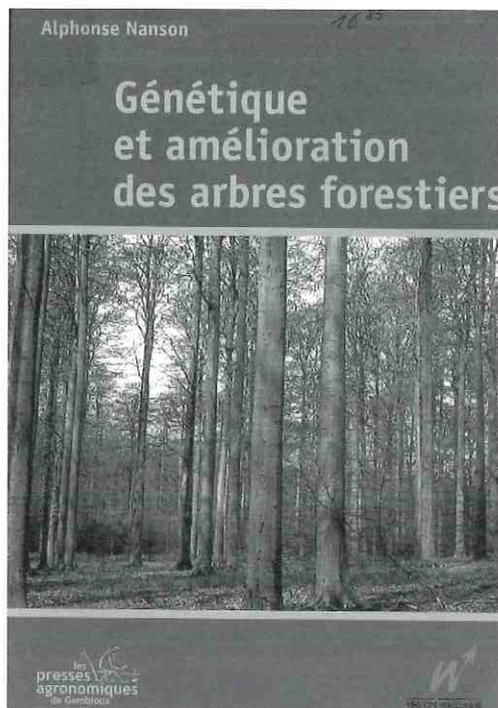
Les étudiants biologistes, agronomes et forestiers s'attarderont surtout sur un long chapitre intitulé "Notions de base" où l'auteur synthétise magistralement les notions essentielles dans des domaines aussi différents que les aspects biologiques des espèces forestières, l'écologie génétique, la génétique des populations, la génétique quantitative et les dispositifs d'expérimentation en forêt.

Le corps du livre, soit les chapitres 3 à 5, est consacré aux méthodes de sélection et aux stratégies et programmes d'amélioration.

Le long chapitre 6, intitulé "Questions spéciales" permet à l'auteur d'aborder une large gamme de sujets dont l'amélioration du peuplier (où il rappelle les sages conseils de Steenackers qui, dès 1966, envisageait de créer des vergers à graines de peupliers impliquant le passage à une populiculture avec éclaircies comme pour les autres espèces !) et le génie génétique. Dans ce cadre, il aborde évidemment le problème des organismes génétiquement modifiés (OGM) qui fait l'objet de bien des polémiques. Il exprime ses réticences même dans le domaine agricole, car les résistances engendrées par génie génétique sont déterminées le plus souvent par un seul gène dont la résistance verticale peut s'effondrer rapidement. En matière forestière, les recherches en la matière ne pourront porter que sur d'autres matériels que les clones dont les populiculteurs ont appris à leurs dépens la vulnérabilité. Plus largement il estime que pour la majorité des généticiens forestiers le principe de précaution doit s'appliquer en matière forestière où les cycles de production sont très longs. Signalons également la partie consacrée à la sélection massale en pépinière qui mériterait d'être lue par tous les forestiers de terrain.

Voici donc un livre magistral de grande qualité qui devrait trouver sa place dans la bibliothèque de tous ceux intéressés par la génétique. Le livre peut être commandé par les voies habituelles ou par internet (<http://www.bib.fsagx.ac.be/cgi-bin/presses/bc.modify>)

W. Delvingt



ARDENNE ET GAUME A.S.B.L.

Secrétariat Général : 8, rue des Croisiers – 5000 Namur Tél. et fax : 081/22 47 65, e-mail : charles.verstraeten@skynet.be

Publicité et Trésorerie : 8, rue des Croisiers – 5000 Namur Tél. et fax : 081/22 47 65

Revue Parcs et Réserves : Willy Delvingt – Chemin de Potisseau, 124 – 5100 Wépion Tél. 081/46 10 59
e-mail : willy.delvingt@natureplus.be

Siège social : 8, rue des Croisiers – 5000 Namur Tél. et fax : 081/22 47 65

COTISATION

Membre à vie, cotisation unique :	500 € minimum
Cotisations annuelles :	
Membre protecteur :	30 € minimum
Membre effectif :	16 € minimum
Cotisation familiale :	23 € minimum
Etudiant :	7 € minimum
Résidant à l'étranger :	la cotisation de base choisie sera augmentée d'un montant correspondant aux frais supplémentaires d'envoi de la revue.

Les versements doivent être effectués au CCP 000-0169593-37 d'Ardenne et Gaume

PARC DE FURFOOZ

Le parc est accessible à pied, uniquement aux personnes qui se sont acquittées du droit d'entrée (voir tarifs ci-dessous). L'accès est gratuit pour les membres d'Ardenne et Gaume sur présentation de leur carte de membre.

Le rendez-vous pour les groupes est à prendre au moins un jour à l'avance :

- Soit par téléphone, au numéro 082/22 34 77 ou 081/22 47 65. En cas de non-réponse prolongée, s'adresser au secrétariat d'Ardenne et Gaume
- Soit par lettre, à l'adresse suivante : Parc de Furfooz, rue du Camp Romain 5500 Dinant

Tarif :

Adultes : 2,5 €

Groupes (minimum 15 personnes) : 2,0 €

Retraités, étudiants (- de 25 ans) : 2,0 €

Enfants (de 6 ans à moins de 12 ans) : 1,0 €