En comparant deux petites rivières mosellanes en tête du bassin de la Sarre, l’une avec un étang piscicole datant du Moyen-Âge et l’autre sans, six chercheurs ont étudié certains effets de la présence d’un plan d’eau. Leurs travaux montrent que les populations de macro-invertébrés à l’amont ne sont pas significativement modifiées par la présence de l’ouvrage et de sa retenue. A l’aval, la biomasse des invertébrés est trois fois plus forte quand un étang est présent, surtout parce que des gammaridés en profitent. La présence de l’étang modifie le cycle des nutriments et des réseaux trophiques, pouvant contribuer à détoxifier l’eau. Elle change aussi, dans un sens favorable, la disponibilité de l’eau à l’étiage dans ces têtes de bassin où les assecs sont fréquents. Les chercheurs proposent donc aux gestionnaires d’engager des études écologiques approfondies quand il s’agit de faire des choix sur les ouvrages, leurs plans d’eau et leurs services écosystémiques.



Si les ouvrages et plans d’eau ont acquis une mauvaise réputation à la suite de la directive-cadre sur l’eau de l’Union européenne (DCE 2000), qui prône un « *état de référence* » idéal de la rivière sans aucune altération morphologique des conditions naturelles d’écoulement, ils rendent de nombreux services écosystémiques et leur bilan réel a finalement été très peu étudié par rapport à celui des systèmes lotiques.

Brian Four et ses cinq collègues (université de Lorraine, Université de Lausanne, INRA) remarquant ainsi en introduction de leurs travaux.

> *« Les étangs piscicoles, créés par la construction d’un barrage sur des cours d’eau peu importants et utilisés pour la production de*

> *poisson, sont des agro-écosystèmes très répandus sur la Terre (Oertli & Frossard 2013). Ces plans d'eau artificiels sont généralement considérés comme des facteurs de modification des cours d'eau (directive-cadre sur l'eau: DCE, Union européenne, 2000). Par conséquent, ils sont fortement critiqués et leur élimination est favorisée par la DCE car ils peuvent entraîner des altérations hydromorphologiques, chimiques et écologiques dans les cours d'eau perturbant le continuum phyico-chimique et écologique naturel (par exemple, Bunn & Arthington 2002; Elosegi & Sabater 2013; Gonzalez et al 2013; Four et al 2017a, b). Cependant, ces modifications peuvent être profondément influencées par le mode de gestion des étangs piscicoles. Parmi elles, le degré d'intensification du système (par exemple la densité du poisson et/ou l'utilisation d'engrais/de nourriture) ou la gestion du barrage sont des pratiques qui peuvent fortement influer l'effet des étangs sur les eaux réceptrices (par exemple, Banas et al 2002; Gaillard et al 2016a; Four et al 2017b). Ces systèmes sont connus pour fournir de multiples services écosystémiques (Evaluation du Millénaire, 2005; Aubin et al 2014; Mathé et Rey-Valette 2015), tels que la production de poisson et le niveau élevé de diversité alpha dans l'environnement et autour de l'écosystème aquatique (augmentation de la richesse en espèces de plantes et d'oiseaux; Pinet et Hélan 2015; Convention de Ramsar 1971). De plus, lorsqu'ils sont gérés de manière extensive (sans utiliser d'engrais et / ou de nourriture) dans le paysage agricole, certaines études ont montré que la présence de ces agro-écosystèmes le long des cours d'eau pouvait également favoriser une diminution des teneurs en matières en suspension, en pesticides et en éléments nutritifs du coeurs d'eau à l'aval (Banas et al 2002; Gaillard et al 2016a, b).«*

Comme il a été démontré que les étangs ont des effets variables sur les rivières, il apparaît essentiel aux auteurs de « *mieux évaluer les différentes modifications*

possibles avant de tirer des conclusions pertinentes en ce qui concerne leur gestion« . D’autant que comme ils l’observent, « *de manière surprenante, seules quelques études ont étudié les modifications de la matière organique (MO) causées par les agro-écosystèmes, en particulier par les barrages des plans d’eau piscicoles dans les petits cours d’eau*« .

Les chercheurs ont étudié deux rivières intermittentes en premier ordre de Strahler dans la tête de bassin de la Sarre. Très proches et donc dans la même hydro-éco-région, une rivière était dotée d’un étang piscicole sur son lit mineur (superficie de 4,7 ha, datant du Moyen-Age) et l’autre non. Les usages des sols sur leurs bassins étaient comparables. L’étang était géré pour une production piscicole en polyculture (carpe, brochet, perche, gardon). Deux points d’étude ont été déterminés à l’amont et à l’aval des cours d’eau, dans un cas avec l’étang au milieu et dans l’autre en condition lotique de référence.

Les chercheurs ont notamment analysé sur chaque système :

l’abondance et la diversité des macro-invertébrés,
la composition de ressources alimentaires et des réseaux trophiques.
Parmi leurs principaux résultats :

8077 individus de 56 taxons ont été répertoriés au total,
l’amont de la rivière libre et l’amont de la rivière discontinue ne montrent pas de différences significatives,
seul l’aval de l’étang piscicole a montré des différences significatives, avec notamment une densité d’invertébrés (8198/m2) trois fois supérieure aux autres sites,
l’aval de l’étang était dominé par des déchiqueteurs crevettes (Gammaridae) plutôt que des déchiqueteurs insectes,
les niveaux isotopiques d’azote et carbone montraient des variations, ainsi que les niches trophiques des invertébrés en particulier à l’aval de l’étang pour les sources autotrophes (biofilm et algues combinés), pour les matières organiques transférées (SOM) et pour les copépodes (appauvris en carbone 13 par rapport aux autres sites).
Ce tableau (cliquer pour agrandir) montre notamment les différentes mesures entre amont et aval de la rivière sans ouvrage (UR, DR) et de la rivière avec ouvrage (UF, DF).

Table 2 Mean (SD) of abundances, total and relative biomass per identified trophic group at each sampling site

	Impacted stream		Reference stream	
	Upstream fishpond (UF)	Downstream fishpond (DF)	Upstream reference (UR)	Downstream reference (DR)
Abundance (indiv. m^{-2})				
Total abundance**	3302 (1490.7)^a	8198.3 (3920.1)^b	2174 (1093.2)^a	2436 (2155.3)^a
Filterers abundance (ns)	1112.7 (527.8)	949.3 (677.7)	412 (598)	452 (653.8)
Gatherers abundance**	806.7 (388.3)^a	4053.3 (3255.1)^b	670 (417.7)^a	646 (718.7)^a
Scrapers abundance**	400.7 (379)^a	0 (0)^b	170 (99.9)^a	164 (149.6)^a
Predators abundance***	40 (49)^a	377 (232.3)^b	128 (105.5)^a	122 (148)^a
Insect-shredders abundance (ns)	415.3 (486.5)	274.7 (279.7)	334 (340.5)	548 (494.9)
Shrimp-shredders abundance**	28.7 (31)^a	2034 (2041)^b	198 (144.1)^a	170 (283.7)^a
Others abundance (ns)	498 (495.3)	510 (352.4)	262 (243)	334 (353.7)
Biomass (mg m^{-2})				
Total biomass*	2437.3 (1515)^a	22077.7 (23952)^b	1808.2 (1153)^a	1790.4 (1848)^a
Filterers biomass*	6.6 (8)^a	800.4 (1059)^b	1.7 (4)^a	4.4 (7)^a
Gatherers biomass***	28.6 (19)^a	398.1 (296)^b	107.8 (77)^b	36.4 (28)^a
Scrapers biomass**	547.5 (510)^a	0 (0)^b	165 (130)^{ab}	247.4 (240)^a
Predators biomass**	49.5 (66)^a	813.8 (709)^b	155.5 (207)^a	173 (218)^a
Insect-shredders biomass (ns)	1344.5 (1113)	3612.7 (4791)	842.6 (744)	768.6 (565)
Shrimp-shredders biomass*	170.1 (293)^a	16309.3 (19276)^b	519.5 (541)^a	539.1 (1446)^a
Others biomass (ns)	290.5 (330)	143.4 (142)	16.1 (18)	21.5 (29)
Relative biomass				
Filterers biomass*	0.3 (0)^a	3.8 (4)^b	0.1 (0)^a	0.6 (1)^a
Gatherers biomass**	1.4 (1)^a	3.7 (3)^{ab}	8.2 (7)^b	3 (2)^{ab}
Scrapers biomass**	22.6 (16)^a	0 (0)^b	11.2 (8)^{ab}	25.2 (27)^a
Predators biomass (ns)	3.2 (5)	7.7 (10)	11.7 (17)	7.7 (7)
Insect-shredders biomass***	53.1 (18)^a	14.2 (13)^b	41.7 (19)^a	49.8 (29)^a
Shrimp-shredders biomass***	8.7 (16)^b	69.2 (20)^b	26.2 (23)^a	12.5 (23)^b
Others biomass**	10.8 (11)^a	1.3 (2)^b	1 (1)^b	1.2 (1)^b

"Others" correspond to pooled taxa for which each taxa represented alone less than one percent of the whole community at a given sampling site. All the taxa in the "other" group were not considered in the subsequent analyses. Statistical analysis results shown are the GLM results of the interactions (stream:location). (ns) $P > 0.05$; *$0.05 > P > 0.01$; **$0.01 > P > 0.001$; ***$P < 0.001$. Different letters indicate statistical differences between sites (based on posthoc tests)*

Extrait de Four et al 2019, art cit.

Les chercheurs sont amenés à souligner la nécessité de relativiser l’impact de la discontinuité écologique selon le contexte de chaque rivière et ouvrage :

> *« En conclusion, nous avons montré que des études de ce type peuvent accroître la connaissance des impacts des étangs sur le fonctionnement des cours d’eau. Certes, les étangs piscicoles sont connus pour nuire à la continuité écologique des cours d’eau mais, lorsqu’ils sont établis dans des cours d’eau temporaires, leur impact peut ne pas être très significatif dans les affluents temporaires en amont. En fait, nous avons montré que les étangs piscicoles ne modifieraient peut-être pas radicalement les communautés de macro-invertébrés en amont, soulignant que dans les écosystèmes lotiques temporaires, la continuité des flux écologiques semble avoir une importance limitée en ce qui concerne la restauration du réseau trophique basal (les communautés de macro-invertébrés) en raison des schémas de dispersion aérienne des taxons dominants (Acuna et al 2005), ou*

> *de la colonisation limitée d’organismes provenant de l’étang. Cette étude a mis en évidence que la qualité de ces écosystèmes (pour favoriser la colonisation et la survie de ces taxons adaptés) et la densité des cours d’eau temporaires d’un même bassin hydrographique (pour faciliter la colonisation croisée d’insectes) sont plus importantes que la présence d’étangs pour préserver le fonctionnement de cours d’eau amont. D’autre part, notre étude a montré que les étangs piscicoles entraînaient des modifications substantielles de la dynamique trophique dans les tronçons en aval. Étant donné que les étangs se trouvent généralement dans des bassins hydrographiques altérés par des activités humaines telles que les pratiques agricoles (Four et al 2017) et qu’ils favorisent les densités de macro-invertébrés (en particulier celle de Gammarus pulex) dans les eaux, la présence d’étangs sur de petits cours d’eau pourrait augmenter la consommation allochtone et autochtone de matière organique dans les cours d’eau. En conséquence, cela pourrait faciliter l’immobilisation et la dégradation d’au moins une partie du surplus de matière organique produit dans les étangs et/ou dans le bassin hydrographique en les intégrant dans les réseaux trophiques. En outre, cela pourrait également favoriser la détoxification dans le flux des polluants agricoles avec leur adsorption sur la matière organique transférée et un métabolisme intensifié au niveau de l’écosystème (Gan et al 2004; Hameed et al 2011). Cette étude s’ajoute aux résultats antérieurs montrant que les étangs à poissons peuvent favoriser la réduction des pesticides dans les cours d’eau en augmentant l’adsorption et la dégradation des pesticides (Gaillard et al 2016). »*

Discussion

Les chercheurs ayant étudié les rivières avec et sans étang du bassin de la Sarre concluent à l’intention des gestionnaires par la nécessité d’une analyse fine de chaque situation en matière de gestion écologique des milieux aquatiques et

d’évaluation de services écosystémiques.

Comme ils le disent aussi dans leur conclusion :

> *« Compte tenu de la complexité des effets des activités anthropiques (barrages, étangs, pratiques agricoles et pratiques connexes dans les bassins hydrographiques) sur les processus écologiques des cours d’eau et la qualité de leur eau à plus grande échelle, il serait pertinent d’intégrer le spectre des services écosystémiques (Tibi et Therond 2017) fournies par les étangs piscicoles dans les décisions de gestion, en particulier dans les zones d’activités agricoles intensives. Pour cela, généraliser ce type d’études intégrant le changement de communauté (par exemple, le changement de biomasse des différents groupes alimentaires fonctionnels de la communauté), le changement des niches trophiques (par exemple, les assimilations) et le changement de diversité fonctionnelle (basé sur des métriques pondérées par la densité des communautés) est crucial pour mieux comprendre nos conclusions et pour aider les décideurs à mieux prendre en compte la complexité des activités humaines dans les bassins hydrographiques, finalement pour promouvoir les services des écosystèmes aquatiques ».*

Qu’il s’agisse de la mise en oeuvre de la directive-cadre européenne sur l’eau de 2000 ou de la loi sur l’eau et les milieux aquatiques de 2006, la question de la connaissance pour éclairer les décisions publiques est ainsi de première importance.

Faute de moyens associés à la programmation publique permettant des études scientifiques robustes, on découvre des allégations simplistes, comme celle d’un état de référence « *plus proche d’un milieu naturel* » qui serait toujours une bonne chose. Mais depuis des siècles, les cours d’eau européens ne sont plus dans une situation « naturelle ». Ils ont subi diverses pressions à effets additifs, synergiques ou antagonistes (devant donc être évaluées in situ). Ils ont été considérablement modifiés dans leurs peuplements (y compris introduction d’espèces exotiques et

invasives reposant la question de la valeur de fragmentation). Ils hébergent divers écosystèmes plus ou moins anciens. On ne peut donc plus invoquer une biodiversité originelle ou une fonctionnalité « *de référence* » pour tirer des conclusions sans fondement, ni des prescriptions hasardeuses et dogmatiques.

Seule l’étude approfondie des ouvrages hydrauliques, de leurs fonctionnalités, de leur biodiversité, des écosystèmes associés, permettrait de nourrir une politique publique bien informée à leur sujet. Nous en sommes encore loin.

Référence : Four B et al (2019), Using stable isotope approach to quantify pond dam impacts on isotopic niches and assimilation of resources by invertebrates in temporary streams: a case study, Hydrobiologia, 834, 1, 163–181.