

Réponse des Éphémères aux pressions anthropiques urbaines et agricoles : exemple des cours d'eau du bassin versant des Sauldres

par Anne-Sophie HESSE*, Astrid GRYCAN-GÉRARD & Sylvain MANGOT

Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, Laboratoire d'hydrobiologie,
5 avenue Buffon, F - 45064 Orléans cedex 2

*Auteur correspondant : anne-sophie.hesse@developpement-durable.gouv.fr

Mots clés : Éphéméroptères, urbanisation, pressions anthropiques, sensibilité, habitats, pollution.

Le bassin des Sauldres, sous-bassin versant du Cher situé dans le Centre de la France, est un territoire abritant une grande diversité en Éphémères. Il a par conséquent servi de terrain d'étude pour analyser l'influence des activités humaines sur la diversité quantitative et qualitative des Éphémères en cours d'eau. Les résultats issus de cette étude ont montré l'influence négative significative du cortège de pressions dites « urbaines » (concentration en matières organiques oxydables, en matières phosphorées et azotées hors nitrates, en pesticides, instabilité hydrologique, taux d'urbanisation) sur la diversité quantitative en Éphémères exprimée par l'indice de diversité de Shannon-Weaver. D'un point de vue qualitatif, cette étude a montré l'influence significative des pressions dites « agricoles » (concentration en nitrates, densité de la ripisylve, colmatage) sur la présence de l'espèce *Ephemera danica*. Cette dernière a en effet été recensée sur l'ensemble des sites ne subissant que des pressions agricoles et était absente des sites subissant des pressions urbaines. À l'inverse il a été mis en évidence la présence des espèces *Caenis robusta* et *C. horaria* sur des sites très impactés subissant l'ensemble des pollutions chimiques « urbaines » et des dégradations des habitats pris en compte dans cette étude. *Cloeon dipterum* et *Pseudocentropilum pennulatum* ont été recensés dans des cours d'eau sous l'influence d'étangs et subissant ainsi de forts apports chroniques en matières organiques ainsi que d'importantes variations du niveau d'eau. Enfin, *Alainites muticus* et *Habro-leptoides confusa* ont été exclusivement recensés dans les cours d'eau les plus préservés du bassin versant des Sauldres.

Response of mayflies to urban and agricultural human pressures: example of rivers of the Sauldres watershed

Keywords: mayflies, urbanization, human activities, sensitivity, habitat, pollution.

The Sauldres watershed, sub watershed of the Cher River which is located in the center of France, is a territory exhibiting a great diversity in Mayflies. It was therefore chosen as study site to analyze the influence of human activities on the quantitative and qualitative diversity of Mayflies in streams. The results of this study showed the significant and negative influence of the cocktail of urban pressures (i.e. concentration of oxidized organic matter, phosphorus and nitrogen except nitrates and pesticides, hydrological instability, urbanization rates) on the quantitative diversity of Mayflies expressed by the Shannon-Weaver diversity index. From a qualitative point of view, this study showed the significant influence of "farm" pressures (nitrate concentration, density of the riparian forest, clogging) on the presence of the species *Ephemera danica*. This latter has indeed been identified on all the sites undergoing only agricultural pressures and was absent on sites undergoing urban pressures. On the other hand, the presence of the very robust *Caenis robusta* and *C. horaria* on very affected websites undergoing all chemical "urban" pollution and degrada-

tion of habitats that were considered in this study is noteworthy. *Cloeon dipterum* and *Procloeon pennulatum* were identified in rivers under the influence of ponds and undergoing strong and chronic intake of organic matter as well as significant changes in water level. Finally, *Alainites muticus* and *Habroleptoides confusa* were exclusively identified in the most unspoiled rivers of the Sauldres watershed.

Introduction

Les Éphémères sont numériquement un petit ordre d'insectes avec environ 3100 espèces décrites à travers le monde, l'Europe en comptant près de 350 (BAUERNFEIND & SOLDÁN 2012) et la France près de 140 (BRULIN 2007, 2010 et 2011). Le rôle qu'ils jouent dans le fonctionnement des écosystèmes est mondialement reconnu. Ils sont souvent les insectes les plus abondants dans les cours d'eau où ils constituent une source d'alimentation substantielle et riche en protéines pour les poissons, ou d'autres insectes comme les espèces prédatrices de Plécoptères, Trichoptères, Diptères ou encore les Odonates. La phase aérienne des Éphémères subit également une forte prédation, de la part des oiseaux, des chiroptères, des libellules ou encore des amphibiens. Par ailleurs, en majorité, les larves sont herbivores, se nourrissant de périphyton (les brouteurs) ou de fines particules en suspension (les filtreurs). Le mode de nutrition microphage contribue à réduire la quantité de détritus (EFTENOIU et al. 2011). Les familles d'Éphémères les plus communes, notamment les Baetidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae et Caenidae, broutent le périphyton présent sur les surfaces organiques et minérales. Les autres, telles que les Siphonuridae et les Ephemerellidae, sont détritivores de fines particules en suspension (BRITAIN & SARTORI 2009). Très peu de larves sont omnivores ; on peut toutefois citer les espèces du genre *Ephemerella*. La rareté du régime omnivore rend les larves d'Éphémères dépendantes du substratum physique et de sa capacité à piéger des particules et/ou accueillir du périphyton.

La diversité et l'intégrité des habitats sont ainsi connues pour influencer significativement sur la diversité en Éphémères (USSEGLIO-POLATERA & BOURNAUD 1989, HEARNDEN & PEARSON 1991, GUPTA & MICHAEL 1992, GOULART & CALLISTO 2005). L'accessibilité à des habitats adaptés est même présentée par certains auteurs comme l'un des facteurs les plus importants influençant la présence et la distribution des larves d'Éphémères (KRNO 1990, COGERINO et al. 1995, BAUERNFEIND & MOOG 2000). La richesse spécifique en Éphémères est ainsi souvent liée à la présence de végétation aquatique servant à la fois de piège pour les particules et de substrat pour le développement d'un biofilm (BRITAIN & SARTORI 2009). La littérature met également en évidence l'influence négative du colmatage sur la richesse spécifique en Éphémères (MERCIER 1999). Ainsi, lorsque les alluvions sont fréquemment remaniés, les populations d'Éphémères sont plus abondantes et plus diversifiées. Or, les perturbations exercées sur un bassin versant se traduisent principalement sous forme de changements physiques en réduisant l'hétérogénéité des substrats et en entraînant des dépôts de sable et de limons, ainsi qu'une perte de la végétation aquatique (GUPTA & MICHAEL 1992). Ces dégradations de la diversité et de la qualité des habitats ont alors une influence directe sur la diversité en Éphémères. Cet ordre d'insectes constitue ainsi un indicateur particulièrement pertinent pour évaluer la qualité morphodynamique du cours d'eau qu'ils colonisent (GALDEAN 1992, FOECKLER et al. 1994, MERCIER 1999).

Les pressions anthropiques ne se limitent cependant pas à une dégradation des habitats. Elles entraînent également de nombreuses pollutions diffuses aux pesticides ainsi qu'aux matières azotées et/ou phosphorées par exemple (PAUL & MEYER 2001). L'influence des pressions an-

thropiques, aussi bien chimiques (pollution des eaux), que physiques (dégradation des habitats), ont fait l'objet de nombreuses recherches dans le cadre de la diversité globale en macro-invertébrés benthiques (DAHL et al. 2004, LORENZ et al. 2004, NDARUGA et al. 2004, THIÈRE & SCHULZ 2004, AZRINA et al. 2006, FRIBERG et al. 2010). En revanche, l'influence de ces pressions anthropiques n'a, à notre connaissance, fait l'objet que d'un nombre restreint de recherches dans le cadre de la diversité spécifique des Éphémères en particulier. Compte tenu de l'importance de cet ordre d'insectes dans le fonctionnement global des écosystèmes aquatiques, il est important de connaître le plus précisément possible l'impact des activités humaines sur les Éphémères. L'objectif de notre étude était par conséquent d'évaluer les conséquences des pressions anthropiques chimiques et physiques subies par un cours d'eau sur l'abondance et la diversité du peuplement d'Éphémères. Pour ce faire, cette étude a été décomposée en trois phases :

- évaluer finement les types de pressions chimiques influant sur la qualité de l'eau (matières organiques oxydables, matières phosphorées et azotées, acidification, pesticides). Puis évaluer les types de pression physiques influant sur la qualité des habitats (voies de communication, ripisylve, urbanisation, colmatage, instabilité hydrologique) ;
- évaluer l'influence de ces différentes pressions sur la diversité globale de la population d'Éphémères (quantité du peuplement) ;
- évaluer l'influence de ces différentes pressions sur les espèces présentes (qualité du peuplement).

Afin de tenir compte de la complexité des systèmes aquatiques et des pressions qu'ils subissent, nous avons fait le choix de mener une étude de terrain en réalisant des prélèvements sur un bassin versant subissant des pressions anthropiques variables d'origines diverses.

1. Méthodes et matériel

1.1. Description du site d'étude

Le bassin versant des Sauldres est un sous-bassin versant du Cher d'une superficie de 2294 km², à forte dominance rurale. Il intègre également le canal de la Sauldre qui est un lien artificiel entre les bassins versants des Sauldres et du Beuvron. Il est situé en région Centre, en majorité dans les départements du Cher et du Loir-et-Cher et occupe une petite superficie du département du Loiret. La Sologne, riche en forêts, étangs et petites clairières agricoles, occupe les 2/3 les plus à l'Ouest du bassin (Fig. 1). Elle repose sur d'anciennes terres de landes et de marais aujourd'hui reconverties en grandes propriétés forestières, pour la plupart fermées par des murs ou des clôtures, où d'importants chevelus de ruisseaux font le lien entre des étangs de diverses superficies. Les zones de culture et de prairies y restent restreintes. Le tiers restant du bassin versant a une vocation essentiellement agricole. Seuls trois pôles urbains de petite taille, les villes de Romorantin-Lanthenay (18000 habitants), Salbris (6000 habitants) et Aubigny-sur-Nère (5900 habitants) y sont présents.

Le bassin versant des Sauldres représente environ 2000 km de cours d'eau s'organisant autour d'un cours principal, la Sauldre, qui naît de la réunion de la Petite Sauldre et de la Grande Sauldre. Les plans d'eau sont particulièrement nombreux, notamment en Sologne. Ils représentent 2 % de la surface du bassin. Les secteurs de plus fortes densités se situent au nord de la Sauldre, mais également dans la zone entre la Rère et la Sauldre. Le réseau hydrographique du

bassin versant des Sauldres a été faiblement impacté par les lourds travaux d'aménagement entrepris entre les années 1950 et 1980 sur le territoire français. La majorité des cours d'eau sont proches de leur état naturel. On note toutefois la présence d'ouvrages particulièrement nombreux sur la partie amont du bassin, c'est-à-dire sur la Grande Sauldre et ses affluents d'une part et sur la Petite Sauldre et ses affluents d'autre part. D'un point de vue physico-chimique, les eaux de la Grande Sauldre sont les plus dégradées du bassin versant. Les concentrations en nitrates et pesticides y sont les plus importantes. La Petite Sauldre présente aussi des eaux relativement dégradées avec des teneurs élevées en nitrates et des teneurs en pesticides en augmentation. Les eaux de la Sauldre sont de qualité moyenne, avec des teneurs moyennes en nitrate. Les eaux de meilleure qualité sont celles de la Rère où aucun problème physique ou chimique particulier n'est à signaler.

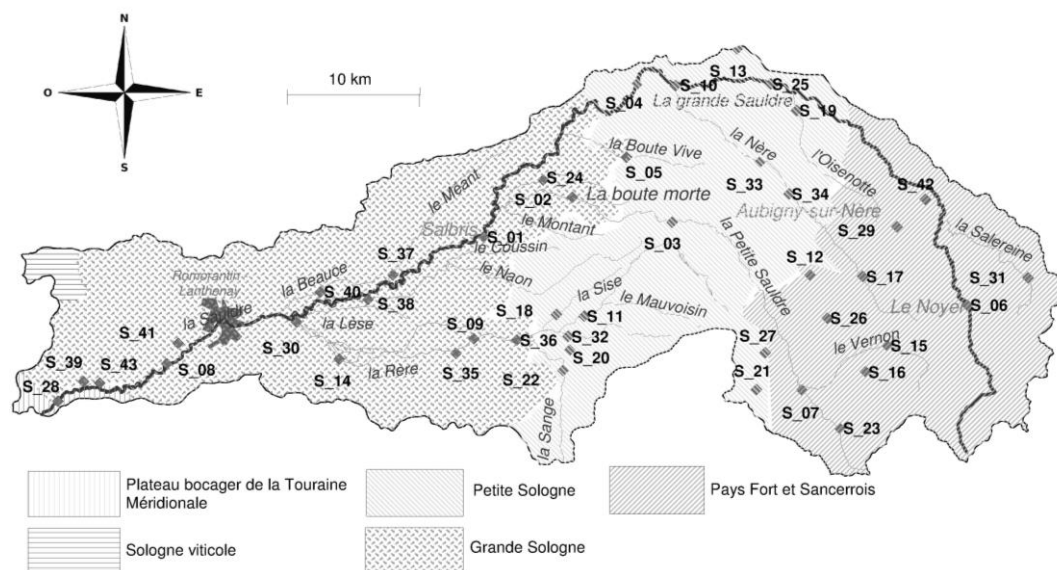


Figure 1. Bassin versant des Sauldres et ses principaux sous-bassins versants ; emplacement des stations de prélèvements.

Figure 1. The Sauldres watershed and its main sub-watersheds; location of the sampling sites.

1.2. Stations suivies

Cette étude a été basée sur le suivi exclusif de cours d'eau prospectables à pied. 42 stations ont été retenues (Fig. 1).

Quatre périodes de prélèvements ont été définies sur un an à raison d'un prélèvement par station et par saison : suivi d'été en juillet 2012 ; suivi d'automne en novembre 2012 ; suivi d'hiver en février et mars 2013 ; suivi de printemps en avril et mai 2013.

Le libellé de ces stations ainsi que leurs largeurs mouillées respectives sont donnés dans le Tableau 1.

Code	Stations	Lm
S_01	Sauldre à Salbris	21
S_02	Petite Sauldre à Souesmes	13
S_03	Petite Sauldre à Ménétréol-sur-Sauldre	12
S_04	Sauldre à Brinon-sur-Sauldre	21
S_05	Boute vive à Sainte Montaine	4,1
S_06	Grande Sauldre à Le Noyer	6,4
S_07	Petite Sauldre à Ivoy-le-Pré	3,6
S_08	Sauldre à Pruniers-en-Sologne	26
S_09	Rère à La Loge	9
S_10	Nère à Clemont	7
S_11	Rère à Nançay	4,8
S_12	Layon a Ivoy-le-Pré	2
S_14	Petite Rère à Langon	4,6
S_15	Vernon à La Chapelotte	2,5
S_16	Ruisseau de la Fontaine Bidault à Henrichemont	2
S_17	Nère à Villegenon	2
S_18	Sise à Nancay	2,1
S_19	Ruisseau de l'Oizenotte à Argent-sur-Sauldre	2
S_20	Lerne à Nançay	3
S_21	Ruisseau des Prés chapelets ou du Gué-tout-plein à Saint-Palais	2
S_22	Ruisseau de la Sange à Nançay	2
S_23	Dillon à Parassy	3
S_24	Boute Morte à Souesmes	2
S_25	Grande Sauldre à Argent-sur-Sauldre	9
S_26	Ruisseau de la Fontaine aux Prêtres à Ivoy-le-Pré	2
S_27	Mocquart à Méry-ès-Bois	2
S_28	Sauldre à Selles sur Cher	18
S_29	Ionne à Dampierre-en-Crot	4
S_30	Rère à Villeherviers	9
S_31	Salereine à Subligny	4
S_32	Coulonet à Nançay	2,2
S_33	Nère à Aubigny-sur-Nère (amont)	2,5
S_34	Nère à Aubigny-sur-Nère (aval)	3
S_35	Rouaire à Theillay	2
S_36	Gas à Theillay	2
S_37	Ruisseau du Méant à la Ferté-Imbault	2
S_38	Naon à Selles-Saint-Denis	4
S_39	Ruisseau de la Croisne à Billy	2
S_40	Ruisseau de la Beauce à Loreux	3
S_41	Pruniers à Pruniers-en-Sologne	3
S_42	Ionne à Barlieu	4
S_43	Ruisseau de la Manne à Billy	2

Tableau 1. Les stations de prélèvement : nom du cours d'eau / ville, code donné à la station, largeur mouillée moyenne (Lm) du cours d'eau.

Table 1. The sampling stations: name of the river / city, station code, average wetted width of the stream.

1.3. Prélèvements des stades aquatiques

Dans un premier temps, les différents substrats aux stations ont été identifiés et seuls les substrats les plus biogènes (selon le protocole de prélèvement XP T90-333) ont été retenus pour

l'échantillonnage. Dans un second temps, l'échantillonnage a été réalisé à pied à l'aide d'une épuisette de vide de maille 1000 µm.

Les échantillons provenant des différents habitats prélevés sur une même station et à une même date ont été regroupés juste après leur prélèvement au sein d'un même échantillon. Cet échantillon a été conservé en alcool à 95 % et transporté au laboratoire sans précautions particulières. Pour chaque station, quatre échantillons ont ainsi été récoltés sur une année, soit un par saison.

1.4. Captures d'imagos

Une chasse d'adulte de 15 minutes a été effectuée à chaque station et lors de chaque campagne de prélèvements. Les adultes capturés ont été conservés en alcool à 95 %.

1.5. Détermination

La détermination du matériel récolté a été effectuée à l'espèce, dans la limite de la maturité des larves et de leur état de conservation, à l'aide d'une loupe binoculaire d'un grossissement x120. En cas de doute sur l'identification, le taxon posant problème a été envoyé pour expertise au groupe de travail Opie-benthos de l'Office pour les Insectes et leur Environnement.

Seuls les genres *Caenis* et *Epeorus* ont fait exception : compte tenu des difficultés soulignées dans la littérature pour distinguer *Caenis macrura* de *C. luctuosa* sur les stades jeunes (LABAT et al. 2004), la distinction entre ces deux espèces n'a pas été réalisée et les taxons correspondants ont été notés comme appartenant au groupe *Caenis luctuosa/macrura*. De plus, la détermination à l'espèce des larves d'*Epeorus* étant particulièrement difficile et même incertaine, le niveau de détermination de ces dernières a été le genre.

1.6. Analyses statistiques

a. Identification des pressions anthropiques

Pour identifier finement les pressions anthropiques subies par les sites d'étude, l'« outil diagnostique » développé par l'Office national de l'eau et des milieux aquatique (Onema) et le Laboratoire interdisciplinaire des environnements continentaux (LIEC) de l'Université de Lorraine (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2013) a été utilisé. Cet outil évalue le risque de pressions chimiques et hydromorphologiques subi par une station à partir des traits écologiques des macro-invertébrés benthiques recueillis à cette même station. Il utilise pour cela les relevés faunistiques établis au genre. Il est basé sur des scripts R et fournit les résultats sous forme d'un tableau de métriques où les risques de pression sont renseignés pour chaque site de prélèvement testé.

Cet outil a été calé avec des listes faunistiques issues de la méthode de prélèvement normalisée XP T90-333. Notre étude n'étant pas basée sur cette méthode de prélèvement, l'utilisation de l'outil diagnostique a fait l'objet d'une validation préalable en comparant les risques de pression obtenus sur une même station avec un prélèvement réalisé avec la méthode XP T90-333 et avec un prélèvement réalisé avec la méthode spécifique à cette étude. Aucune différence significative entre les pressions obtenues n'a été mise en évidence. Nous avons par conséquent conclu à la possibilité d'utiliser l'outil diagnostique pour notre étude.

Les risques de pression évalués par cet outil sont les suivants (Tableau 2) :

Qualité de l'eau		Dégradation physique de l'habitat	
Code	Description	Code	Description
WQ1	Matières organiques et oxydables	HD1	Voies de communication
WQ2	Matières azotées (hors nitrates)	HD2	Ripisylve (corridor 30 m)
WQ3	Nitrates	HD3	Urbanisation (rayon de 100 m)
WQ4	Matières phosphorées	HD4	Risque de colmatage
WQ6	Acidification	HD5	Risque d'instabilité hydrologique
WQ8	Pesticides		

Tableau 2. Risques de pression évalués par l'outil diagnostique.

Table 2. Risks of pressure estimated by the diagnostic tool.

b. Influence des pressions anthropiques sur la diversité en Éphémères

La diversité de la population d'Éphémères a été calculée avec l'indice de diversité de Shannon-Weaver à partir des effectifs récoltés à chaque site. Cet indice est couramment utilisé en écologie pour évaluer la diversité d'un peuplement (ROUTLEDGE 1979). Pour évaluer l'influence des différents risques de pression sur cette diversité, les valeurs du coefficient de corrélation de Spearman (la normalité des données n'étant pas vérifiée) ont été calculées deux à deux entre la diversité en Éphémères et chaque risque de pression. Pour affiner ces premiers résultats et identifier le ou les risque(s) de pression influant le plus sur la diversité en Éphémères, des modèles de régression linéaires simples (diversité en Éphémères = f (risque de pression)) ont été réalisés pour les risques de pression corrélés significativement avec la diversité en Éphémères. Pour affiner les modèles obtenus, des régressions linéaires multiples ont été réalisées en combinant différents risques de pression. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel R (Team 2008).

2. Résultats

2.1. Inventaire des espèces d'Éphémères

Les résultats de l'inventaire sont présentés dans le Tableau 3. La prospection des 42 stations de l'étude a conduit au recensement de 39 espèces appartenant à 8 familles : Leptophlebiidae, Potamanthidae, Polymitarcyidae, Ephemeridae, Caenidae, Ephemerellidae, Baetidae et Heptageniidae ; ce qui représente la moitié des familles d'Éphémères de France.

La fréquence d'occurrence de 20 %, correspondant à un recensement sur 8 stations, a été choisie comme limite pour différencier les espèces qualifiées de "rares" de celles qualifiées de communes sur le bassin versant des Sauldres. Un point de vigilance doit toutefois être apporté pour les espèces caractéristiques de milieux lenticques ainsi que celles caractéristiques de l'aval de cours d'eau. Cette étude étant basée sur des prospections à pied, les cours d'eau profonds n'ont pas été inventoriés. Il n'est donc pas possible de statuer sur le niveau de rareté des espèces caractéristiques de l'aval de ces cours d'eau. La présence de *Choroterpes picteti* sur la Sauldre est à souligner car cette espèce est proposée en classement « vulnérable (VU) » en France par

Opie-benthos et classée « menacée » en région Centre par le livre rouge des espèces menacées de cette région.

Familles	Espèces recensées	Fréquence d'occurrence
Baetidae	<i>Alainites muticus</i>	4,76
	<i>Baetis buceratus</i>	11,90
	<i>Baetis fuscatus</i>	19,05
	<i>Baetis rhodani</i>	88,09
	<i>Baetis scambus</i>	23,81
	<i>Baetis vernus</i>	38,09
	<i>Labiobaetis atrebatinus</i>	9,52
	<i>Nigrobaetis niger</i>	7,14
	<i>Centroptilum luteolum</i>	21,43
	<i>Cloeon dipterum</i>	11,90
	<i>Procloeon bifidum</i>	19,05
	<i>Pseudocentroptilum pennulatum</i>	2,38
Caenidae	<i>Caenis beskidensis</i>	2,38
	<i>Caenis horaria</i>	2,38
	<i>Caenis gr macrura/luctuosa</i>	45,24
	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	4,76
	<i>Caenis pusilla</i>	4,76
	<i>Caenis rivulorum</i>	2,38
	<i>Caenis robusta</i>	4,76
	<i>Serratella ignita</i>	83,33
Ephemerellidae	<i>Ephemerella notata</i>	2,38
Potamanthidae	<i>Potamanthus luteus</i>	7,14
Polymitarcyidae	<i>Ephoron virgo</i>	11,90
Ephemeridae	<i>Ephemera danica</i>	57,14
	<i>Ephemera lineata</i>	16,67
Heptageniidae	<i>Ecdyonurus dispar</i>	16,67
	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	23,81
	<i>Electrogena affinis</i>	2,38
	<i>Epeorus sp.</i>	9,52
	<i>Heptagenia flava</i>	21,43
	<i>Heptagenia longicauda</i>	2,38
	<i>Heptagenia sulphurea</i>	23,81
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	23,81
Leptophlebiidae	<i>Choroterpes picteti</i>	4,76
	<i>Habroleptoides confusa</i>	16,67
	<i>Habrophlebia fusca</i>	7,14
	<i>Habrophlebia lauta</i>	19,05
	<i>Leptophlebia marginata</i>	4,76
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	45,24

Tableau 3. Espèces d'Éphémères récoltées, avec leur fréquence d'occurrence.

Table 3. Mayflies species collected, with their frequency of occurrence.

Quatorze espèces et un genre peuvent donc être qualifiés de « rares » sur le bassin des Sauldres. Sept espèces sont proposées en classement menacées en France (cinq « en danger » et deux « vulnérables », voir Tableau 4). Sur ces sept espèces, cinq sont menacées en région Centre. Le livre rouge des espèces menacées de la région Centre n'a pas statué plus finement sur la menace pesant sur ces espèces (en danger ou vulnérable).

Espèces	Statut en région Centre	Proposition de statut en France selon Opie-benthos	
	Menacée (En danger (EN) ou Vulnérable (VU))	En danger (EN)	Vulnérable (VU)
Baetidae			
<i>Alainites muticus</i>			
<i>Labiobaetis atrebatinus</i>			
<i>Nigrobaetis niger</i>			
Caenidae			
<i>Caenis beskidensis</i>			
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	Données insuffisantes		
<i>Caenis pusilla</i>	Données insuffisantes		
<i>Caenis rivulorum</i>	Données insuffisantes	•	
Ephemerellidae			
<i>Ephemerella notata</i>	•	•	
Heptageniidae			
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	•	•	
<i>Electrogena affinis</i>	•	•	
<i>Epeorus</i> sp.	Données insuffisantes		• ¹
<i>Heptagenia flava</i>	•		•
<i>Heptagenia longicauda</i>	•	•	
Leptophlebiidae			
<i>Habrophlebia lauta</i>			
<i>Habroleptoides confusa</i>			

Tableau 4. Statut des espèces d'Éphémères qualifiées de "rares" sur le bassin versant des Sauldres.

Table 4. Status of the "rare" mayflies species on the Sauldres catchment.

Par opposition aux espèces rares, 11 espèces peuvent être qualifiées de "communes" avec des fréquences d'occurrence supérieures à 20 % (Tableau 2). Plus précisément, 5 espèces présentent des fréquences d'occurrence très élevées, supérieures à 40 % : *Baetis rhodani*, *Caenis* gr *macrura/luctuosa*, *Serratella ignita*, *Ephemera danica* et *Paraleptophlebia submarginata*. Elles ont été recensées à 19 sites au minimum.

2.2. Évaluation des risques de pression par sites de prélèvement

Les risques de pression ont été calculés avec l'outil diagnostique développé par l'Université de Metz en collaboration avec l'Onema. Les sites de prélèvement peuvent être classés en 4 groupes :

- Groupe 1 : pressions faibles (un à deux risques de pression significatifs) ;
- Groupe 2 : pressions modérées (trois à quatre risques de pression significatifs) ;
- Groupe 3 : pressions importantes (cinq à sept risques de pression significatifs) ;
- Groupe 4 : pressions très élevées (huit à dix risques de pression significatifs).

Les risques de pression significatifs (valeur ≥ 0.5) par site sont détaillés dans le Tableau 5 (pages 28 & 29).

¹ Toutes les espèces potentiellement présentes en région Centre sont proposées en classement VU par Opie-benthos

Stations	Code	Risque de pression	
		Qualité	Habitats
GROUPE 1			
Rère à la Loge	S_09	-	HD2
Boute vive à Sainte Montaine	S_05	WQ3	-
Layon à Yvoy-le- Pré	S_12	WQ3	HD5
Ruisseau de la Fontaine Bidault à Henrichemont	S_16	WQ3	HD2
Gué tout plein à Saint-Palais	S_21	WQ6	-
Dillon à Parassy	S_23	-	-
GROUPE 2			
Sauldre à Salbris	S_01	WQ3, WQ6	HD2, HD4
Petite Sauldre à Souesmes	S_02	WQ3, WQ6	HD2
Petite Sauldre à Ménétréol	S_03	WQ3, WQ6	HD2
Grande Sauldre à Le Noyer	S_06	WQ1, WQ3	HD2, HD4
Petite Sauldre à Ivoy-le-Pré	S_07	WQ3	HD2,HD4
Sauldre à Pruniers-en-Sologne	S_08	WQ3, WQ8	HD3, HD4
Nère à Clémont	S_10	WQ3	HD2,HD4
Rère à Nançay	S_11	WQ1, WQ3	HD2
Petite Rère à Langon	S_14	WQ1, WQ3	HD2, HD4
Vernon à la Chapelotte	S_15	WQ1, WQ3	HD2, HD4
Nère à Villegenon	S_17	WQ3	HD2, HD4
Sise à Nançay	S_18	WQ1, WQ3	HD2, HD4
Oizenotte à Argent-sur-Sauldre	S_19	WQ1, WQ3	HD2, HD4
Ruisseau de la Fontaine aux Prêtres à Ivoy-le-Pré	S_26	WQ6	HD1, HD3, HD5
Mocquart à Méry-es-Bois	S_27	WQ1, WQ3, WQ6	HD3
GROUPE 3			
Sauldre à Brinon-sur-Sauldre	S_04	WQ3, WQ8	HD1,HD2, HD4
Ruisseau de la Sange à Nançay	S_22	WQ1, WQ2, WQ4, WQ6, WQ8	HD5
Boute morte à Souesmes	S_24	WQ1, WQ3, WQ4	HD4, HD5
Grande Sauldre à Argent-sur-Sauldre	S_25	WQ3, WQ4, WQ8	HD2,HD3, HD4, HD5
Sauldre à Selles-sur-Cher	S_28	WQ3, WQ6, WQ8	HD1, HD3, HD4
Ionne à Dampierre-en-Crot	S_29	WQ1, WQ3, WQ4, WQ8	HD2, HD4
Rère à Villeherviers	S_30	WQ1, WQ2, WQ3, WQ6	HD2, HD4
Salereine à Subligny	S_31	WQ3, WQ4, WQ6	HD1, HD2, HD3, HD4
Nère à Aubigny-sur-Nère (amont)	S_34	WQ1, WQ2, WQ3, WQ4, WQ6	HD2, HD4
GROUPE 4			
Lerne à Nançay	S_20	Tout	Tout
Coulonet à Nançay	S_32	WQ1, WQ2, WQ3, WQ4, WQ8	Tout
Nère à Aubigny-sur-Nère (aval)	S_33	WQ2, WQ3, WQ4, WQ8	HD2, HD3, HD4, HD5
Rouaire à Theillay	S_35	Tout	Tout
Gas à Theillay	S_36	Tout	Tout
Ruisseau du Méant à la Ferté-Imbault	S_37	Tout	HD2, HD3, HD4, HD5
Naon à Selles-Saint-Denis	S_38	Tout	Tout
Ruisseau de la Croisne à Billy	S_39	Tout	Tout
Ruisseau de la Beauce à Loreux	S_40	Tout	Tout
Pruniers à Pruniers-en-Sologne	S_41	Tout	Tout
Ionne à Barlieu	S_42	Tout	HD1, HD3, HD4
Manne à Billy	S_43	WQ1, WQ2, WQ4, WQ6, WQ8	HD1, HD3, HD5

Tableau 5. Risques de pression significatifs s'exerçant sur les sites de prélèvements.

Table 5. Significant risks of human pressure on the sampling sites.

2.3. Influence des risques de pression sur la diversité totale

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Weaver obtenues pour chaque site de prélèvement sont présentées dans le Tableau 6.

Site	Indice de Shannon-Weaver	Site	Indice de Shannon-Weaver	Site	Indice de Shannon-Weaver	Site	Indice de Shannon-Weaver
S_01	1,65	S_12	1,81	S_24	0,58	S_33	0,75
S_02	2,04	S_14	1,40	S_25	1,14	S_34	0,69
S_03	1,63	S_15	1,54	S_26	0,68	S_35	1,23
S_04	1,59	S_16	1,04	S_27	1,14	S_36	0,32
S_05	1,45	S_17	1,23	S_28	1,36	S_37	0,43
S_06	1,19	S_18	0,94	S_29	1,39	S_38	0,21
S_07	1,63	S_19	1,56	S_30	1,37	S_39	0,55
S_08	1,57	S_20	1,05	S_31	0,76	S_40	0,69
S_09	1,58	S_21	1,64	S_42	0,43	S_41	0
S_10	1,51	S_22	0,94	S_32	0,41	S_43	0,18
S_11	1,12	S_23	1,40				

Tableau 6. Indice de diversité de Shannon-Weaver calculé à chaque site de prélèvement à partir des listes d'Éphémères.

Table 6. Shannon-Weaver diversity index calculated for each sampling site from mayfly lists.

Le coefficient de corrélation de Spearman a été calculé entre les variables suivantes :

- l'indice de diversité de Shannon-Weaver et les différents risques de pression ;
- les différents risques de pression entre eux.

Le Tableau 7 met en évidence de nombreuses corrélations significatives entre les risques de pression. Ces dernières permettent de séparer les risques de pression en deux groupes :

- les pressions liées aux activités agricoles : que toutes les stations situées en zones agricoles subissent *a minima* un risque de pression "nitrates" (Tableau 5). Ce risque est corrélé positivement et très significativement avec le risque "ripisylve" et "colmatage". Ce résultat est très cohérent puisque la culture des terres limite très fortement la présence de ripisylve en bordure des cours d'eau, ce qui accentue le ruissellement et le colmatage. Les risques de pression WQ3, HD2 et HD4 peuvent par conséquent être associés à une pression agricole. On peut par ailleurs noter une corrélation positive entre les risques de pressions "nitrates" et "pesticides". Cependant, le risque de pression "pesticides", davantage corrélé avec d'autres risques de pression que les nitrates, est majoritairement expliqué par d'autres facteurs que l'occupation agricole du sol ;

- les pressions liées aux activités urbaines : la pression "urbanisation" (HD3) est définie dans "l'outil diagnostique" comme le pourcentage de surface imperméabilisée dans une zone tampon de 100 m de côté autour de la station prélevée. Ce risque de pression est très significativement et positivement corrélé avec le risque de pression "voies de communication". La pression urbanisation est ainsi majoritairement expliquée par les voies de communication sur le bassin versant des Sauldres ; il s'agit en effet de la principale source d'imperméabilisation des sols, les pôles urbains étant peu nombreux et peu développés. Ce résultat est par ailleurs cohérent avec ceux présentés au Tableau 4 : les sites présentant un risque de pression urbanisation sont systématiquement situés à proximité d'une route fréquentée. Le risque de pression "urbanisation" est corrélé positivement et significativement avec l'ensemble des pressions chimiques à l'exception des nitrates.

Les corrélations les plus significatives sont avec les risques de pressions liés aux matières azotées hors nitrates, aux matières phosphorées, aux matières organiques oxydables et aux pesticides. Le risque de pression "urbanisation" est par ailleurs très significativement et positivement corrélé avec le risque d'instabilité hydrologique. Les risques de pression HD3, HD5, WQ1, WQ2, WQ4 et WQ8 peuvent par conséquent être associés à une pression urbaine.

	WQ 1	WQ 2	WQ 3	WQ 4	WQ 6	WQ 8	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5
Indice de Shan- non-Weaver	- 0,62 ***	- 0,63* **		- 0,69 ***	- 0,40 **	- 0,56 ***	- 0,63 ***		- 0,68 ***		- 0,65 ***
WQ1		0,72* **		0,74 ***	0,53 ***	0,69 ***	0,48 **		0,58 ***		0,53 ***
WQ2	0,72 ***			0,95 ***	0,52 ***	0,92 ***	0,76 ***		0,82 ***	0,52 ***	0,67 ***
WQ3						0,46 **		0,55 ***		0,55 ***	
WQ4	0,74 ***	0,95* **			0,43 **	0,93 ***	0,71 ***		0,84 ***	0,53 ***	0,67 ***
WQ6	0,53 ***	0,52* **		0,43 **			0,60 ***		0,49 **		0,53 ***
WQ8	0,69 ***	0,92* **	0,46 **	0,93 ***			0,68 ***		0,81 ***	0,59 ***	0,62 ***
HD1	0,48 **	0,76* **		0,71 ***	0,60 ***	0,68 ***			0,90 ***		0,75 ***
HD2			0,55 ***								
HD3	0,58 ***	0,82* **		0,84 ***	0,49 **	0,81 ***	0,90 ***			0,43 ***	0,78 ***

Tableau 7. Corrélations de Spearman (seules les corrélations significatives sont notées : $p < 0.01$ est noté avec ** et $p < 0.001$ est noté avec ***).

Table 7. Spearman correlation coefficients (only significant correlations are presented: $p < 0.01$ is noted with ** and $p < 0.001$ is noted with ***).

Le risque de pression "acidification" (WQ6) constitue un cas particulier puisqu'il ne peut être relié à aucun des deux types de pression identifiés précédemment. Il n'est corrélé à aucun des risques de pression "agricoles" et dans le cas des pressions urbaines, il n'est corrélé très significativement qu'à trois des six risques de pression, ce qui suggère que l'acidification du milieu n'est pas exclusivement liée aux activités urbaines. Ce résultat est logique puisque l'acidification du milieu peut être naturelle et liée notamment à la présence de tourbières ou de pins ou aux caractéristiques géologiques de la roche mère.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver est corrélé significativement avec l'ensemble des risques de pression liés aux activités urbaines. Aucune corrélation significative n'a été observée avec les risques de pression liés à une activité agricole. Les corrélations les plus significatives ont été observées avec les risque de pression « urbanisation » et « matières phosphorées ». Étant

donné que les risques de pression sont corrélés entre eux, les corrélations entre l'indice de Shannon-Weaver et les autres risques de pression pourraient résulter du lien existant entre les pressions. Pour confirmer cette hypothèse et identifier les risques de pression influant le plus sur la diversité en Éphémères, des régressions linéaires ont été réalisées.

La qualité des modèles de régression linéaire a été évaluée via le coefficient d'ajustement R^2 représentant le pourcentage de variance expliqué par le modèle. La régression linéaire entre l'indice de Shannon-Weaver et le risque de pression "urbanisation" (HD3) présente le meilleur coefficient d'ajustement ($R^2=0.468$), suivi du modèle de régression linéaire avec le risque d'instabilité hydrologique HD5 ($R^2=0.461$). Plus le coefficient est proche de 1, plus la qualité du modèle est élevée. Les régressions linéaires simples qui ont été testées sont donc de qualité moyenne. Pour améliorer la qualité du modèle, des régressions linéaires multiples ont été réalisées.

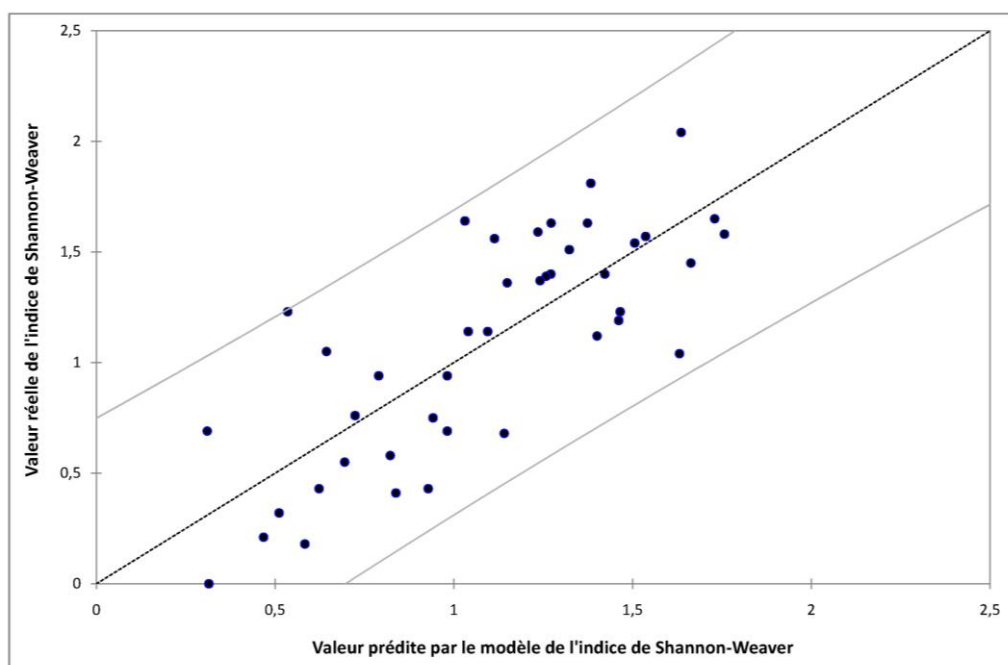


Figure 2. Qualité de la régression linéaire multiple : représentation de la valeur réelle de l'indice de Shannon-Weaver en fonction de sa valeur prédite par le modèle.

Figure 2. Quality of the multiple linear regression: representation of the real values of Shannon -Weaver index as a function of its predicted values.

Le modèle a d'abord été réalisé avec deux variables explicatives : les deux risques de pression aboutissant aux modèles de régression linéaires les plus pertinents à savoir HD3 et HD5. Le coefficient d'ajustement pour ce modèle est de 0.522 ; la qualité du modèle combinant ces deux risques de pression est donc meilleure que celle obtenue pour les régressions linéaires simples. À

ce modèle à deux variables explicatives, ont été ajoutés progressivement les autres risques de pression. Aucun risque de pression, à l'exception de WQ1 (matières organiques oxydables) et WQ4 (matières phosphorées), n'a permis d'améliorer la qualité du modèle. On peut supposer que leur corrélation avec l'indice de Shannon-Weaver est une conséquence indirecte de leur corrélation avec d'autres risques de pression. Le meilleur modèle a ainsi été obtenu en combinant exclusivement des pressions de type « urbaines ». Le coefficient d'ajustement R^2 de ce modèle est de 0.582. La courbe représentant les valeurs prédites par le modèle de l'indice de Shannon-Weaver en fonction des valeurs réelles de cet indice est présentée en Figure 2.

Le modèle obtenu est donc de la forme suivante :

Indice de Shannon-Weaver = $a \text{ WQ1} + b \text{ WQ4} + c \text{ HD3} + d \text{ HD5} + e$ avec :

$a = -0,61233692609924$; $b = -0,63772051375761$; $c = -0,273126389050561$;

$d = -0,860763313651637$; $e = 2,17178743854615$.

La diversité en Éphémères répond ainsi significativement et négativement à la combinaison des risques de pression liés aux activités urbaines à l'exception du risque de pression lié aux matières azotées hors nitrates.

2.4. Influence des risques de pression sur les espèces d'Éphémères

Le paragraphe précédent avait pour objectif d'évaluer l'influence des pressions anthropiques sur la diversité globale en Éphémères. Or, cette influence sur les espèces elles-mêmes n'a pas été testée. Pour pallier ce manque, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée sur le tableau croisé des espèces et des métriques. Ce tableau donne la position moyenne de chaque espèce (individu) sur chaque métrique (variable environnementale) normalisée. L'ACP aboutit alors à une projection des espèces sur un plan dont les axes sont définis par les métriques. Il est ainsi possible de visualiser graphiquement l'influence des métriques sur la répartition des espèces d'Éphémères.

L'ACP du tableau croisé a abouti à 11 valeurs propres. La règle du changement de pente a permis de ne retenir que les deux premières valeurs propres pour la projection des individus et des variables : elles expliquent un peu plus de 75 % des informations contenues dans le tableau. La Figure 3 présente une projection conjointe des individus et des variables.

La projection des variables (Fig. 3) permet de confirmer les deux grands types de pression précédemment identifiés, à savoir les pressions agricoles, bien représentées sur l'axe vertical et les pressions urbaines, bien représentées sur l'axe horizontal. On note également la particularité de l'acidification, déjà soulignée précédemment. Au-delà de cette confirmation, la projection des variables permet d'affiner le regroupement des pressions. Le vecteur lié au risque d'instabilité hydrologique est représenté de façon relativement similaire sur les axes X et Y. Il se distingue des autres pressions urbaines en s'opposant aux pressions agricoles et notamment au risque de pression "nitrates". Dans les limites de la présente étude, cela suggère que les cours d'eau situés en zone agricole subissent un risque d'instabilité non significatif. Des origines autres que les activités agricoles doivent par conséquent être recherchées pour expliquer les variations de niveau des cours du bassin versant des Sauldres. On peut notamment penser aux phénomènes d'assecs naturels ou aux ouvrages de régulation. La projection des variables met en évidence une corrélation entre les risques d'instabilité hydrologique et l'acidification du milieu. Ces deux risques sont souvent combinés dans les petits cours d'eau forestiers des têtes de bassin versant

qui présentent non seulement des assecs saisonniers mais également des baisses de pH liées à la présence de tourbières ou de pins. L'ACP les oppose aux pressions agricoles, ce qui tend à confirmer le fait que leur présence conjointe caractérise des milieux proches de leur état naturel.

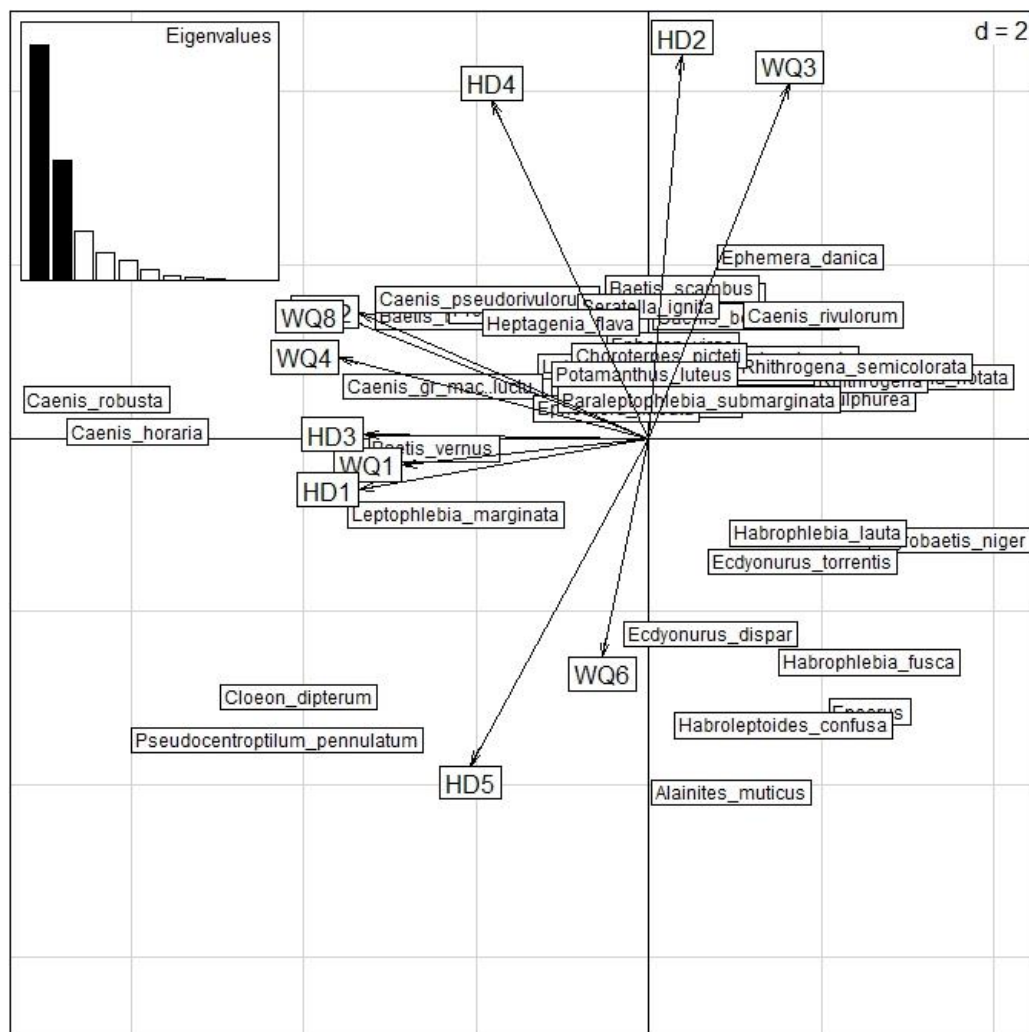


Figure 3. Analyse en Composantes Principales (ACP) : représentation conjointe des individus et des variables environnementales sur les axes 1 et 2.

Figure 3. Principal Components Analysis (PCA) : joint representation of individuals and environmental variables on axes 1 and 2.

La projection des individus (Fig. 3) permet de dégager cinq résultats significatifs :

- le genre *Epeorus* et les espèces *Alainites muticus* et *Habroleptoides confusa*. sont en opposition avec l'ensemble des risques de pression testés. Ils ont en effet été recensés dans des petits cours d'eau forestiers dont la plupart subissent des phénomènes naturels d'acidification. Leur opposition très nette non seulement aux pressions agricoles mais également aux pressions urbaines suggèrent qu'ils ne colonisent que des milieux très préservés, proches de leur état naturel et exempts de tout type de pression d'origine anthropique directe. Ces trois taxons, rhéophiles, se montrent d'ailleurs le plus souvent alticoles.

- *Pseudocentropilum pennulatum* et *Cloeon dipterum* sont associées à l'ensemble des pressions urbaines y compris l'instabilité hydrologique, ce qui suggère qu'elles ont été recensées dans des milieux soumis à des ouvrages de régulation et à une forte contamination organique. Elles ont en effet été récoltées dans deux petits cours d'eau alimentés principalement par des étangs sur leur partie amont. Ces espèces sont par conséquent soumises à d'importants apports organiques et à de fortes et brutales variations de niveau d'eau (déversement du trop-plein lors de pluies ou vidange de l'étang).

- *Caenis robusta* et *C. horaria* sont associées à l'ensemble des pressions urbaines à l'exception de l'instabilité hydrologique. Elles ont été récoltées dans deux petits cours d'eau présentant de faibles écoulements et alimentés par des étangs. Ces sites de prélèvements sont également sous l'influence de routes départementales très fréquentées et subissent des risques de pression chimique très significatifs. On peut donc en conclure que *Caenis robusta* et *C. horaria* sont résistantes aux fortes pollutions de type "urbaines".

- *Ecdyonurus dispar*, *E. torrentis*, *Nigrobaetis niger*, *Habrophlebia fusca* et *H. lauta*. Les trois premières espèces ont été recensées dans deux types de milieu : des petits cours d'eau forestiers subissant une acidification naturelle d'une part et des cours d'eau un peu plus larges, majoritairement forestiers eux aussi, mais subissant une pression « nitrates ». Les résultats obtenus sur la répartition d'*Habrophlebia fusca* et d'*H. lauta* sont surprenants car elles ont toutes deux été recensées dans deux types de milieu radicalement opposés : des sites très impactés par des pressions urbaines et des sites en milieu forestier très préservés.

- Enfin, *Ephemera danica* est en opposition avec les pressions dites urbaines et bien représentée sur l'axe 2 qui est expliqué par les pressions agricoles. *E. danica* a en effet été recensée sur l'ensemble des sites subissant des risques de pression agricole significatifs. L'effectif de cette espèce est ainsi très significativement et positivement corrélé avec les risques de pression "nitrates" ($r = 0,56^{***}$). Il est par ailleurs corrélé très significativement mais cette fois négativement avec les risques de pression "matières organiques oxydables" ($r = -0,53^{***}$), "matières azotées hors nitrates" ($r = -0,72^{***}$), "matières phosphorées" ($r = -0,63^{***}$), "acidification" ($r = -0,55^{***}$), "pesticides" ($r = -0,65^{***}$), "voies de communication" ($-0,65^{**}$), "instabilité hydrologique" ($r = -0,72^{***}$) et "urbanisation" ($r = -0,76^{***}$), c'est-à-dire avec l'ensemble des pressions de type "urbaines". On peut par conséquent en conclure qu'*E. danica* est résistante aux pressions agricoles, et sensible aux pressions urbaines. Ces résultats vont dans le sens de ceux de SONG et al. (2013) qui ont observé la présence d'*E. danica* dans des eaux très chargées en produits phytosanitaires, en zones d'agriculture intensive (Département du Gers), avec des concentrations en NO_3 pouvant atteindre 50 mg/L.

3. Discussion

3.1. Les espèces menacées du bassin versant des Sauldres

Sept espèces d'Éphémères pouvant être considérées comme "menacées" en France ont été recensées sur le bassin versant des Sauldres au cours de cette étude. Ce nombre est très important pour la région Centre ; à titre de comparaison, le bassin versant Yèvre-Auron, qui est aussi un sous-bassin versant du Cher, n'en compte qu'une seule malgré le caractère très préservé du Nord de ce territoire (MANGOT & HESSE 2015). Ces auteurs soulignent d'ailleurs que l'espèce *Ephemera notata* a très vraisemblablement disparu du bassin versant Yèvre-Auron alors qu'elle est toujours recensée sur le bassin versant des Sauldres. *E. notata* est capturée depuis 1997 sur la petite Sauldre (données DREAL Centre) et sa présence a été confirmée sur ce cours d'eau en 2013 grâce à la présente étude. Elle avait également été répertoriée sur la Rère depuis 1998 (données DREAL Centre) mais n'a en revanche pas été retrouvée sur ce cours d'eau au cours de notre étude. L'aire de répartition d'*E. notata* s'est donc vraisemblablement réduite et sa présence sur un unique site menace la survie de cette population. Un point de vigilance est donc à formuler sur la survie de cette espèce.

La présence des autres espèces menacées qui ont été recensées au cours de cette étude, à l'exception d'une, était connue sur le bassin versant des Sauldres. La pérennité de leur population est donc confirmée. Seule *Caenis rivulorum* a été découverte pour la première fois sur ce bassin versant. Elle montre une préférence pour les cours d'eau assez larges (HEINO 2005). La dégradation de son milieu préférentiel la rend ainsi particulièrement vulnérable. Sa présence sur le Vernon est donc à souligner; le site sur lequel les individus (au nombre de 22) ont été capturés est soumis à une pression agricole modérée, entraînant un colmatage du fond et une pollution aux matières organiques oxydables. Cela est cohérent avec l'écologie de *C. rivulorum* qui se développe préférentiellement au sein de petites particules de matières organiques (BUFFAGNI et al. 2009). Cette station étant soumise à une pression nitrates, on peut souligner par ailleurs la tolérance de *C. rivulorum* vis-à-vis de cet apport diffus.

3.2. Les espèces communes du bassin versant des Sauldres

Cinq espèces ont été identifiées comme très communes sur le bassin versant des Sauldres avec des fréquences d'occurrence supérieures à 40 % : *Baetis rhodani*, *Caenis gr. macrura/luctuosa*, *Serratella ignita*, *Ephemera danica* et *Paraleptophlebia submarginata*. *Baetis rhodani*, *Serratella ignita*, *Caenis gr. luctuosa/macrura* et *Ephemera danica* ont déjà été identifiées comme communes sur un autre bassin versant de la région Centre, celui de l'Yèvre (MANGOT & HESSE 2015). Elles sont notées dans la littérature comme très abondantes et communes sur le territoire français (LE DOARÉ & TROËL 2011). Elles colonisent préférentiellement les cours d'eau de petite et moyenne taille mais sont également retrouvées dans des ruisseaux, de grands cours d'eau ou même de lacs (BRULIN 2007, 2011). Ce caractère ubiquiste contribue très largement à leur vaste répartition sur les bassins versants des Sauldres et de l'Yèvre.

Contrairement au bassin versant de l'Yèvre où l'espèce avait été peu récoltée, le bassin versant des Sauldres compte de nombreux sites hébergeant des populations de *Paraleptophlebia submarginata*, espèce largement répandue en France (Opie-benthos). Elle colonise préférentiellement les milieux oligotrophes, pauvres en nutriments et riches en oxygène dissous (MOOG et

al. 1997). La dégradation croissante de l'aval des bassins versants l'oblige à trouver refuge vers l'amont. Ainsi, elle n'avait été recensée que sur la tête du bassin versant de l'Yèvre (MANGOT & HESSE 2015). Sur les Sauldres, sa répartition est plus large, de l'amont jusqu'au milieu du bassin versant, ce qui témoigne de la bonne qualité chimique des eaux de ce territoire.

3.3. Impact des pressions anthropiques sur la diversité totale

Cette étude a mis en évidence que la diversité en Éphémères était influencée négativement par les pressions que nous avons appelées "urbaines", c'est à dire par la combinaison des pressions suivantes : pollutions aux matières organiques oxydables, aux matières azotées hors nitrates (NO_2 et NH_4), aux matières phosphorées et aux pesticides, à l'instabilité hydrologique et à l'urbanisation. L'urbanisation d'un bassin versant peut significativement altérer la qualité de ses cours d'eau même en l'absence de rejets industriels ou urbains directs (JONES & CLARK 1987). Une des caractéristiques dominantes de l'urbanisation est une diminution de la perméabilité du bassin versant à la précipitation, ce qui conduit à une diminution de l'infiltration et une augmentation de la surface de ruissellement (LEOPOLD & DUNNE 1978). Cela a pour conséquence deux principaux phénomènes, l'un physique et l'autre chimique. Le premier est l'accentuation de l'érosion des sols, entraînant un apport de sédiments fins dans les milieux aquatiques, ce qui tend à colmater les habitats et les asphyxier (PAUL & MEYER 2001, MEYER et al. 2005). Le second phénomène est chimique : l'imperméabilisation des sols conduisant dans la plupart des cas à une augmentation de la demande en oxygène, de la conductivité, des solides en suspension, des hydrocarbures et des métaux dans les cours d'eau (PORCELLA 1980, LENAT & CRAWFORD 1994). L'urbanisation d'un territoire entraîne également une augmentation de la concentration en phosphore dans les cours d'eau (OMERNIK 1976, MEYBECK 1998, WINTER & DUTHIE 2000). À l'origine de ce phosphore, principalement les eaux usées et les engrais. Il est stocké dans les sols et relargué tout au long de l'année (WASCHBUSCH 1999). Le relargage de phosphore des surfaces imperméabilisées peut ainsi être de 2 à 10 fois plus important que celui provenant de surfaces forestières (GRIZZARD et al. 1977). Il en est de même pour l'azote, dont la concentration augmente significativement avec l'urbanisation (PAUL & MEYER 2001). La littérature souligne une augmentation aussi bien pour l'ammonium que pour les nitrates (MCCONNELL 1980, HOARE 1984, ZAMPELLA 1994, WERNICK et al. 1998). L'urbanisation entraîne également un apport en pesticides dans les cours d'eau; cela inclut les insecticides, herbicides, et fongicides (DANIELS et al. 2000). Le plus surprenant est que les concentrations en pesticides des sédiments et de la faune des cours d'eau urbains dépassent souvent celles observées dans les zones d'agriculture intensive (CHEVREUIL et al. 1999). Ce phénomène est également observé aux États-Unis où l'on estime que la masse des insecticides provenant des zones urbaines est semblable à celle provenant des zones agricoles (HOFFMAN et al. 2000). L'urbanisation provoque également des apports en composés organiques tels que des PCB et des HAP (WHIPPLE & HUNTER 1979, MORING & ROSE 1997, FRICK 1998).

Cette revue bibliographique explique parfaitement les corrélations observées dans cette étude entre les différentes pressions que nous avons nommées "urbaines". C'est d'ailleurs la combinaison de ces pressions qui explique le mieux la diversité globale en Éphémères. L'impact de l'urbanisation sur les macro-invertébrés a fait l'objet de nombreuses études : JONES & CLARK (1987), SMITH & LAMP (2008), SMITH et al. (2009), CUFFNEY et al. (2010), HEPP et al. (2010). L'impact sur les insectes aquatiques les plus polluosensibles (Éphémères, Trichoptères, Plécoptères) est évident (PRATT et al. 1981, MATTHEWS et al. 1991). La baisse du nombre d'espèces semi-

voltines au profit d'espèces plurivoltines est une des caractéristiques principales des milieux dégradés subissant des pollutions chroniques (USSEGLIO-POLATERA et al. 2000). La grosse majorité des espèces d'Éphémères sont semivoltines ou univoltines (BUFFAGNI et al. 2009). Seules les Baetidae pour la plupart et quelques Caenidae sont capables de produire plus d'une génération par an. La diversité en Éphémères est de ce fait très logiquement réduite en milieu dégradé. Par ailleurs, il ressort du paragraphe précédent que l'une des conséquences principales de l'urbanisation est l'apport en nutriments organiques et inorganiques. L'apport de matière organique oxydable a pour conséquence une baisse de la teneur en oxygène du milieu. Cela favorise les organismes à respiration aérienne directe au détriment de ceux possédant des branchies comme les Éphémères (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2013). Un bon développement larvaire et l'émergence d'Éphémères sont ainsi très souvent associés à un fort taux en oxygène du milieu (BRITAIN & SARTORI 2009). La baisse de la concentration en oxygène va aussi favoriser les espèces α -mésosaprobiques et plus généralement celles vivant en milieu lentique (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2013). La grosse majorité des espèces d'Éphémères vivant exclusivement en milieu lotique (BUFFAGNI et al. 2009), l'apport de nutriments organiques en excès se traduit très logiquement par une baisse de la diversité en Éphémères. La seconde conséquence de l'apport en matière organique est l'augmentation de la concentration en nutriments inorganiques, que l'urbanisation peut par ailleurs apporter directement dans le milieu (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2013). Cet apport favorise les espèces vivant en milieux eutrophes au détriment des espèces colonisant les milieux oligotrophes. Il va également favoriser le développement du phytoplancton et *a fortiori* des espèces capables de le filtrer (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2013) ce que très peu d'Éphémères, à l'exception de certaines espèces d'*Ephemera*, sont capables de faire (BUFFAGNI et al. 2009). L'apport en matière organique, et plus généralement l'urbanisation, a ainsi pour conséquence directe de perturber la physico-chimie du milieu et pour conséquence indirecte découlant de cette perturbation une baisse de la diversité en Éphémères.

3.4. Impact des pressions anthropiques sur les espèces d'Éphémères

Cette étude a mis en évidence une corrélation positive très significative entre la présence de l'espèce *Ephemera danica* et le risque de pression de type agricole. Elle a par ailleurs montré qu'une occupation du sol de type agricole a trois conséquences principales : une faiblesse (voire une absence) de la ripisylve, un apport de particules fines dans le milieu induisant un colmatage des habitats et un apport en nitrates. L'absence de ripisylve provoque une augmentation de la température du milieu. Or, *E. danica* colonise des milieux dont la température peut atteindre 26 °C (VIDINOVA & RUSSEV 1997). Des eaux fraîches ne constituent pas une condition nécessaire à sa survie. L'absence de ripisylve entraîne également un changement dans les sources de nourriture disponible : la litière sera présente en faible quantité, au profit des macrophytes et des microphytes. En contexte agricole, le développement du phytoplancton sera par ailleurs « boosté » par l'apport en nitrates. Cela favorise le développement d'espèces filtreuses, telle qu'*E. danica* qui est de plus connue pour montrer une grande tolérance aux nitrates contrairement aux autres espèces d'Éphémères (VIDINOVA & RUSSEV 1997). L'absence de ripisylve n'est donc pas un obstacle à la survie de cette espèce. La dernière principale conséquence d'une pression agricole est l'apport de particules fines. Les cours d'eau situés en zone agricole sont ainsi majoritairement argilo-sableux et colmatés par des limons. Or, *E. danica*, espèce fouisseuse, colonise préférentiellement les zones sableuses de cours d'eau. La pression agricole, en dehors de l'action potentielle toxique de produits phytosanitaires, ne gêne par conséquent pas son développement. Cette

espèce a également montré une claire opposition au risque de pressions urbaines. Le seul paramètre environnemental pour lequel *E. danica* montre une grande polluosensibilité est la concentration en nitrites (VIDINOVA & RUSSEV 1997). Ce trait écologique explique très probablement l'absence de cette espèce des sites soumis à une pression urbaine.

Cette étude a également mis en évidence l'importante pollosensibilité des taxons appartenant au genre *Epeorus* et aux espèces *Alainites muticus* et *Habroleptoides confusa*. Ces taxons sont connus pour être polluosensibles, notamment à la pollution organique (LE DOARÉ & TROËL 2011). Ces trois espèces colonisent préférentiellement les ruisseaux et les cours d'eau aux fonds pierreux des têtes de bassin versant (BUFFAGNI et al. 2009). Elles sont particulièrement sensibles au colmatage et un phénomène de dérive est observé lors d'apports de fines et/ou de sable dans le milieu (JONES et al. 2011). Ceci s'explique vraisemblablement par la baisse de la teneur en oxygène qui découle du phénomène de colmatage. À l'opposé de ce groupe de taxons se trouvent les deux espèces *Caenis robusta* et *C. horaria*, pour lesquelles les résultats de cette étude soulignent la forte polluo-tolérance aux pressions urbaines. Elles ont été recensées dans des sites subissant l'ensemble des pressions étudiées. Ces deux espèces sont très proches et occupent la même niche écologique, à savoir les étangs et les rivières de plaine aux eaux très lentes (LE DOARÉ & TROËL 2011). Elles supportent ainsi de fortes contaminations organiques et de faibles teneurs en oxygène. Elles sont plus particulièrement caractéristiques de milieux β -mesosaprobiques (MOOG & RÖMER 1999).

Cette étude a enfin souligné le caractère particulier de *Cloeon dipterum* et *Pseudocentropitulum pennulatum*, espèces qui ont toutes deux été recensées dans des cours d'eau subissant l'influence d'étangs. La première est caractéristique d'eaux stagnantes (LE DOARÉ & TROËL 2011) et provient ainsi très probablement de ces étangs situés en amont.

3.5. Cas particulier d'*Habrophlebia fusca* et *H. lauta*

Habrophlebia fusca et *H. lauta* sont des espèces communes sur le territoire français (BRULIN 2007). La littérature fournit cependant des éléments contradictoires sur l'écologie de ces deux espèces ; cela est très vraisemblablement lié à des erreurs de détermination dans le passé avant les travaux de JACOB & SARTORI (1984), BELFIORE & GAINO (1985), STUDEMANN et al. (1992), THOMAS et al. (1999) qui permettent de distinguer aisément les larves d'*H. fusca*. D'autre part, *H. fusca* étant la seule espèce du genre présente en Grande-Bretagne, les commentaires des écologistes britanniques à son sujet ne peuvent donc être entachés d'erreurs de détermination. MACAN (1952) la mentionne comme présente en abondance sur les pierres et dans les amas de feuilles mortes de ruisseaux lents, mais pas dans la végétation aquatique. Cette restriction d'habitat n'a toutefois pas été maintenue dans MACAN (1979). La situation est toute autre concernant *H. lauta* qui fait partie d'un complexe d'espèces voisines difficiles à distinguer, en raison, entre autres, de genitalia mâles assez peu caractéristiques ; l'appui, réel, apporté par la structure superficielle des œufs (ornementation de l'exochorion étudiée au microscope électronique à balayage) est presque toujours difficile à obtenir. Les problèmes de détermination sont évidemment croissants sur les populations orophiles (A. Thomas comm. pers.).

Certaines études notent la présence d'*Habrophlebia fusca* et d'*H. lauta* dans des étangs (BRULIN 2007, MENETREY et al. 2008), ce qui confirme l'efficacité de l'adaptation des branchies multitubulaires de ces deux espèces à des milieux lents riches en matière organique et pauvres en oxygène, à l'instar de nombreux taxons de Leptophlebiidae lents ou faiblement lotiques rencontrés en région néotropicale par exemple. Paradoxalement, d'autres publications

présentent *H. lauta* comme une espèce caractéristique des cours d'eau et des lacs alpins et subalpins, riches en oxygène et pauvres en matière organique (MEYER & MEYER 2000, ROSSARO et al. 2012). Certains auteurs considèrent même à la fois *H. fusca* et *H. lauta* comme polluosensibles à la matière organique (JANDRY et al. 2014).

Notre étude a abouti au recensement de ces deux espèces dans des sites aux conditions environnementales radicalement opposées : d'une part des sites très dégradés subissant de fortes pressions urbaines et d'autre part des sites très préservés en zone forestière. Elles sont en revanche absentes des autres sites prospectés et qui présentent des conditions environnementales intermédiaires. Un tel paradoxe suggère une confusion entre *Habrophlebia fusca* et *H. lauta* lors de la détermination des individus les moins matures. *H. fusca* a davantage été recensée dans des sites dégradés, ce qui rejoint les observations de BOTTAVA et al. (2012), qui soulignent la présence de cette espèce exclusivement en milieux perturbés, mais sont en notable contradiction avec les valeurs de l'excellent Indice Saprobique de Moog (2002), indiquant une polluosensibilité sensiblement plus élevée chez *fusca* (1,5) que chez *lauta* (2,0).

4. Conclusion

Cette étude a été réalisée sur le bassin versant des Sauldres, connu pour son potentiel écologique important. Les résultats obtenus confirment ce dire et la diversité en Éphémères de ce territoire est très importante en comparaison des autres bassins versants du Cher. Le bassin versant des Sauldres constitue ainsi un parfait terrain d'étude pour analyser l'organisation du peuplement d'Éphémères en réponse aux pressions subies par le milieu. C'est ainsi que cette étude a réussi à mettre en évidence que les deux espèces *Caenis robusta* et *C. horaria* sont de bons indicateurs pour identifier les sites les plus impactés par des pressions anthropiques. Elles n'ont en effet été recensées qu'au sein de milieux subissant l'ensemble des pressions étudiées. Pour identifier les sites ne subissant qu'une pression agricole, l'espèce *Ephemera danica* constitue un excellent bioindicateur. Elle a en effet été recensée sur l'ensemble des sites subissant une pression agricole et était systématiquement absente de ceux subissant une pression urbaine. Il ressort par ailleurs de cette étude que les espèces *Cloeon dipterum* et *Pseudocentropilum pennulatum* constituent de bons témoins de cours d'eau soumis à l'influence d'étangs (apports réguliers en eau). Les nombreux sites très préservés du bassin versant des Sauldres ont permis d'identifier *Alainites muticus* et *Habroleptoides confusa* comme des bioindicateurs très pertinents pour identifier les sites préservés de toutes pressions humaines. Cette étude a enfin mis en évidence que la diversité totale en Éphémères est un indicateur très pertinent pour évaluer l'intensité des pressions urbaines subies par un milieu. Ce paramètre est en effet sous l'influence directe de la combinaison des pollutions chimiques et des dégradations des habitats engendrées par l'urbanisation d'un territoire. La qualité et la quantité du peuplement en Éphémères sont ainsi deux indicateurs nécessaires et suffisants pour évaluer l'origine et l'intensité des pressions anthropiques, aussi bien chimiques que physiques, subies par un cours d'eau.

Remerciements

Nous tenons à remercier Michel Brulin pour l'appui technique qu'il nous a apporté en confirmant une partie de nos déterminations.

Travaux cités

- AZRINA, M., C. YAP, A. R. ISMAIL, A. ISMAIL & S. TAN. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and environmental safety*, **64** (3): 337-347.
- BAUERNFEIND, E. & O. MOOG. 2000. Mayflies (Insecta, Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. Pp. 71-83 in *Assessing the ecological integrity of running waters*. Springer Science + Business media Dordrecht.
- BAUERNFEIND, E. & T. SOLDÁN. 2012. *The mayflies of Europe (Ephemeroptera)*. Apollo Books, 781 pp.
- BOTTOVA, K., T. DERKA & M. SVITOK. 2012. Life history and secondary production of mayflies (Ephemeroptera) indicate disturbance in two small Carpathian streams. *International Review of Hydrobiology*, **97** (2): 100-116.
- BRITTAIN, J. E. & SARTORI, M. 2009. Chapitre 91: Ephemeroptera. pp 1189-1199 in *Encyclopedia of insects*. V. H. Resh & R. T. Cardé (eds). University of California, Academic Press.
- BRULIN, M. 2007. Atlas de distribution des Éphémères de France. 1^{ère} partie: hors Baetidae et Heptageniidae (Insecta, Ephemeroptera). *Ephemera*, 2006, **8** (1) : 1-73.
- BRULIN, M. 2010. Atlas de distribution des Éphémères de France. 2^{ème} partie : famille des Heptageniidae (Ephemeroptera). *Ephemera*, 2009, **11** (2) : 71-133.
- BRULIN, M. 2011. Atlas de distribution des Éphémères de France. 3^{ème} partie : familles des Ametropodidae et des Baetidae (Ephemeroptera). *Ephemera*, 2010, **12** (2) : 65-109.
- BUFFAGNI, A., M. CAZZOLA, M. J. LOPEZ-RODRIGUEZ, J. ALBA-TERCEDOR & D. G. ARMANINI. 2009. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms, volume 3: Ephemeroptera. Sofia-Moscow. 254 pp.
- CHEVREUIL, M., M. GARMOUMA & N. FAUCHON. 1999. Variability of herbicides (triazines, phenylureas) and tentative mass balance as a function of stream order, in the river Marne basin (France). *Hydrobiologia*, **410** (1): 349-355.
- COGERINO, L., B. CELLOT & M. BOURNAUD. 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia*, **304** (2): 103-115.
- CUFFNEY, T. F., R. A. BRIGHTBILL, J. T. MAY & I. R. WAITE. 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological Applications*, **20** (5): 1384-1401.
- DAHL, J., R. K. JOHNSON & L. SANDIN. 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **516** (1-3): 161-172.
- ELLIOTT, J. M., U. H. HUMPSCH & T. T. MACAN. 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera. A key with ecological notes*. Freshwater Biological Association, Scient. Publ. n° 49, Ambleside, 145 pp.
- EFTENIOU, C.-C., M. PETROVICI & L. PÂRVULESCU. 2011. Assessment on the Ephemeroptera distribution (Insecta) in relation with aquatic parameters in different rivers from Aninei Mountains (SW Romania). *AACL Bioflux*, **4** (1): 27-39.
- FOECKLER, F. 1994. Les communautés de macroinvertébrés dans les chenaux abandonnés par une rivière en cours d'incision, la basse Salzach (Bavière, Allemagne). *Revue de géographie de Lyon*, **69** (1): 31-40.
- FRIBERG, N., J. SKRIVER, S. R. E. LARSEN, M. L. PEDERSEN & A. BUFFAGNI. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology*, **55** (7): 1405-1419.
- FRICK, E. A., D. J. HIPPE, G. R. BUELL, C. A. COUCH, E. H. HOPKINS, D. J. WANGSNESS, J. W. GARRETT. 1998. Water quality in the Apalachicola-Chattahoochee-Flint River basin, Georgia, Alabama, and Florida, 1992-95. *US Geological Survey*. 38 pp.
- GALDEAN, N. 1992. Utilisation of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) for dividing some Romanian running waters into zones. *Travaux du Muséum d'Histoire naturelle Grigore Antipa*, **32**:399-423.
- GOULART, M. & M. CALLISTO. 2005. Mayfly diversity in the Brazilian tropical headwaters of Serra do Cipá. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48** (6): 983-996.

- GRIZZARD, T., J. HARTIGAN, C. RANDALL, J. KIM, J. SMULLEN & M. D. WIANKA. 1977. Assessing runoff pollution loadings for 208 planning programs. *Proceedings of American Society of Civil Engineers National Conference on Environmental Engineering, Research, Development and Design*.
- GUPTA, A. & R. G. MICHAEL. 1992. Diversity, distribution, and seasonal abundance of Ephemeroptera in streams of Meghalaya State, India. *Hydrobiologia*, **228** (2): 131-139.
- HEARNDEN, M. & R. PEARSON. 1991. Habitat partitioning among the mayfly species (Ephemeroptera) of Yuccabine Creek, a tropical Australian stream. *Oecologia*, **87** (1): 91-101.
- HEINO, J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology*, **50** (9): 1578-1587.
- HEPP, L. U., S. V. MILESI, C. BIASI & R. M. RESTELLO. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, **27** (1): 106-113. (Curitiba).
- HOARE, R. 1984. Nitrogen and phosphorus in Rotorua urban streams. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, **18** (4): 451-454.
- HOFFMAN, R. S., P. D. CAPEL & S. J. LARSON. 2000. Comparison of pesticides in eight US urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19** (9): 2249-2258.
- JACOB, U. & M. SARTORI. 1984. Die europäischen Arten der Gattung *Habrophlebia* Eaton (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). *Entomologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*, **48** (5): 45-52.
- JANDRY, J., M. BRULIN, B. PARINET & F. GRANDJEAN. 2014. Ephemeroptera communities as bioindicators of the suitability of headwater streams for restocking with white-clawed crayfish, *Austropotamobius palipes*. *Ecological Indicators*, **46** (1): 560-565.
- JONES, R. C. & C. C. CLARK. 1987. Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, **23** (6): 1047-1055.
- KRNO, I. 1990. Investigations of Mayflies (Ephemeroptera) and Stoneflies (Plecoptera) of the Danube in the region of the Gabčíkovo Barrage. *Acta FRN Univ. Comen-Zoologia*, **33** (1): 19-30.
- LABAT, D., O. DELZONS, A. THOMAS, S. BROUSSE & V. MARIE. 2004. Évolution sur 40 ans d'une petite rivière des Prépyrénées, le Volp: résultats préliminaires (Ephemeroptera). *Ephemera*, **4** (1) (2002): 15-34.
- LE DOARÉ, J. & P. TROËL. 2011. Les merveilleux Éphémères des rivières de France et d'ailleurs. 255 pp.
- LENAT, D. R. & J. K. CRAWFORD. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, **294** (3): 185-199.
- LEOPOLD, L. B. & T. DUNNE. 1978. Water in environmental planning. New York. 818 pp.
- LORENZ, A., D. HERING, C. K. FELD & P. ROLAUFFS. 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, **516** (1-3): 107-127.
- MACAN, T.T. 1952. Taxonomy of the nymphs of the British species of Leptophlebiidae (Ephem.). *Hydrobiologia*, **4** (4): 363-376.
- MACAN, T.T. 1979. A key to the nymphs of the British Ephemeroptera. Freshwater Biological Association, Scientific Publications N°20, Ambleside, 80 pp.
- MANGOT, S. & A.-S. HESSE. 2015. Le macrobenthos du bassin versant Yèvre-Auron (France, Région Centre) : 1. Répartition des éphéméroptères (Ephemeroptera). *Ephemera*, **15** (1): 27-45.
- MATTHEWS, G., R. MATTHEWS & B. HACHMÜLLER. 1991. Mathematical analysis of temporal and spatial trends in the benthic macroinvertebrate communities of a small stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48** (11): 2184-2190.
- MCCONNELL, J. B. 1980. Impact of urban storm runoff on stream quality near Atlanta, Georgia.
- MENETREY, N., B. OERTLI, M. SARTORI, A. WAGNER & J. LACHAVANNE. 2008. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? *Hydrobiologia*, **597** (1): 125-135.
- MERCIER, A. 1999. L'importance du fonctionnement morphodynamique du cours d'eau sur les habitats des éphémères. L'exemple d'une rivière de montagne : l'Ariège (Pyrénées centrales françaises). *Ephemera*, **1** (2): 111-117.

- MEYBECK, M. 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. Pp 1-20 in *Oceans, Rivers and Lakes: Energy and Substance Transfers at Interfaces*. Springer (eds).
- MEYER, A. & E. I. MEYER. 2000. Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). *Aquatic Sciences*, **62** (3): 216-231.
- MEYER, J. L., M. J. PAUL & W. K. TAULBEE. 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, **24** (3): 602-612.
- MONDY, C. P. & P. USSEGLIO-POLATERA. 2013. Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment*, **461** (1): 750-760.
- MOOG, O., E. BAUERNFEIND & P. WEICHELBAUMER. 1997. The use of Ephemeroptera as saprobic indicators in Austria. Pp 254-260 in *Ephemeroptera & Plecoptera. Biology-Ecology-Systematics* (eds). Mauron, Tinguely & Lachat SA.
- MOOG, O. & A. RÖMER. 1999. Die Eintagsfliegenfauna als Langzeit-Indikator von Fluss-Revitalisierungen. *Lauterbornia*, **37** (1): 47-56.
- MORING, J. B. & D. R. ROSE. 1997. Occurrence and concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in semipermeable membrane devices and clams in three urban streams of the Dallas-Fort-Worth Metropolitan Area, Texas. *Chemosphere*, **34** (3): 551-566.
- NDARUGA, A. M., G. G. NDIRITU, N. N. GICHUKI & W. WAMICHA. 2004. Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, **42** (3): 208-216.
- OMERNIK, J. M. 1976. The influence of land use on stream nutrient levels. Vol. 76. No. 14. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis Environmental Research Laboratory, Eutrophication Survey Branch, 1976. 106 pp.
- PAUL, M. J. & MEYER, J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 333-365.
- PORCELLA, D. B. (1980). The Ecological Effects of Urban Runoff on Stream Communities. Urban stormwater and combined sewer overflow impact on receiving water bodies: proceedings of the national conference, Orlando, Florida US Environmental Protection Agency.
- PRATT, J. M., R. A. COLER & P. J. GODFREY. 1981. Ecological effects of urban stormwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts. *Hydrobiologia*, **83** (1): 29-42.
- ROSSARO, B., A. BOGGERO, B. LODS-CROZET, G. FREE, V. LENCIONI, L. MARZIALI & G. WOLFRAM. 2012. A benthic quality index for European alpine lakes. *Fauna norvegica*, **31** (1): 95.
- ROUTLEDGE, R. 1979. Diversity indices: Which ones are admissible? *Journal of Theoretical Biology*, **76** (4): 503-515.
- SMART, M. M., J. R. JONES & J. L. SEBAUGH. 1985. Stream-watershed relations in the Missouri Ozark Plateau province. *Journal of Environmental Quality*, **14** (1): 77-82.
- SMITH, R. F., L. C. ALEXANDER & W. O. LAMP. 2009. Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: a synthesis of current knowledge. *Journal of the North American Benthological Society*, **28** (4): 1022-1037.
- SMITH, R. F. & W. O. LAMP. 2008. Comparison of insect communities between adjacent headwater and main-stem streams in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, **27** (1): 161-175.
- SONG, M.-Y., A. THOMAS & L. FAGGIANO. 2013. Les communautés d'Éphémères de quatre petites rivières en zone d'agriculture intensive dans le Sud-Ouest de la France (Ephemeroptera). *Ephemera*, **14** (1): 39-53.
- STUDEMANN, D., P. LANDOLT, M. SARTORI, D. HEFTI & I. TOMKA. 1992. *Ephemeroptera*. Insecta Helvetica Fauna, 9. Mauron + Tinguely & Lachat, Fribourg, 175 pp.
- THIERE, G. & R. SCHULZ. 2004. Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lourens River, South Africa. *Water Research*, **38** (13): 3092-3102.

- THOMAS, A., E. GAINO & V. MARIE. 1999. Complementary description of *Habrophlebia vaillantorum* Thomas, 1986, in comparison with *H. fusca* Curtis, 1984) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). *Ephemera*, **1** (1): 9-21.
- USSEGlio-POLATERA, P. & M. BOURNAUD. 1989. Trichoptera and Ephemeroptera as indicators of environmental changes of the Rhône river at Lyon over the last twenty five years. *Regulated Rivers: Research & Management*, **4** (3): 249-262.
- USSEGlio-POLATERA, P., M. BOURNAUD, P. RICHOUX & H. TACHET. 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? Pp 153-162 in *Assessing the ecological integrity of running waters*. M. Jungwirth, S. Muhar & S. Schmutz, Springer science + Business media Dordrecht.
- VIDINOVA, Y. & B. RUSSEV. 1997. Distribution and ecology of the representatives of some ephemeropteran families in Bulgaria. pp 139-146 in *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology, Ecology, Systematics*. P. Landolt & M. Sartori (eds). Fribourg, Switzerland, MTL.
- WASCHBUSCH, R. J. 1999. Evaluation of the effectiveness of an urban stormwater treatment unit in Madison, Wisconsin, 1996-97. *Water-resources investigations report n° 99-4195*, 49 pp.
- WERNICK, B., K. E. COOK & H. SCHREIER. 1998. Land use and streamwater nitrate dynamics in an urban rural fringe watershed. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, **34** (3): 639-650.
- WHIPPLE, W. & J. V. HUNTER. 1979. Petroleum hydrocarbons in urban runoff. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, **15** (4): 1096-1105.
- WINTER, J. G. & H. C. DUTHIE. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, **19** (1): 32-49.
- ZAMPELLA, R. A. 1994. Characterization of surface water quality along a watershed disturbance gradient. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, **30** (4): 604-611.

Sites internet

OPIE-BENTHOS. 2014. www.opie-benthos.fr.

Annexe

Pp. 68-69 :

Tableau 8. Matrice de présence/absence des espèces d'Éphémères identifiées aux stations de prélèvements.

Table 8. Matrix of presence/absence of the mayfly species recorded at sampling stations.

Stations	S_01	S_02	S_03	S_04	S_05	S_06	S_07	S_08	S_09	S_10	S_11	S_12	S_14	S_15	S_16	S_17	S_18	S_19	S_20	S_21
<i>Espèces</i>																				
<i>Alainites muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Baetis buceratus</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis fuscatus</i>	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Baetis scambus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis vernus</i>	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Labiobaetis atrebatinus</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nigrobaetis niger</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centroptilum luteolum</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Procloeon bifidum</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudocentroptilum pennulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis beskidensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis horaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Caenis gr macrura/luctuosa</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis pusilla</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis rivulorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis robusta</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serratella ignita</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Ephemerella notata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamanthus luteus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephoron virgo</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemera danica</i>	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Ephemera lineata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus dispar</i>	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Electrogena affinis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epeorus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Heptagenia flava</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Heptagenia longicauda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Choroterpes picteti</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habroleptoides confusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Habrophlebia fusca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia lauta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Leptophlebia marginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1

