

			Types nationaux et leur codification					
Classes de taille de cours d'eau ou rangs : bassin Loire-Bretagne			8,7	6	5	4	3,2,1	
autres bassins			8, 7, 6	5	4	3	2, 1	
Hydroécorégions de niveau 1			Très Grands	Grands	Moyens	Petits	Très Petits	
Cas général, cours d'eau exogène de l'HER de niveau 1 indiquée ou HER de niveau 2								
20	DEPOTS ARGILO SABLEUX	Cas général		GM20		P20	TP20	
		Exogène de l'HER 9 (Tables Calcaires)		GM20/9				
		Exogène de l'HER 21 (Massif Central Nord)		G21	M21			
21	MASSIF CENTRAL NORD	Cas général				P21	TP21	
		Cas général		G3	M3	P3	TP3	
3	MASSIF CENTRAL SUD	Exogène de l'HER 19 (Grands Causses)			M3/19			
		Exogène de l'HER 8 (Cévennes)			M3/8			
		Exogène de l'HER 19 ou 8		G3/19-8				
		Cas général			M17	P17	TP17	
17	DEPRESSIONS SEDIMENTAIRES	Exogène de l'HER 3 ou 21 (M.Cent.S ou N)	TG17/3-21	G17/3-21	M15-17/3-21	P17/3-21	TP17/3-21	
		Exogène de l'HER 3 ou 21						
15	PLAINE SAONE	Exogène de l'HER 5 (Jura)		G15/5	MP15/5			
		Cas général	TG15		MP15		TP15	
		Exogène de l'HER 10 (Côtes Calcaires Est)	TG10-15/4					
		Cas général		G5	M5	P5	TP5	
5	JURA / PRE-ALPES DU NORD	Exogène de l'HER 2 (Alpes Internes)	TG5/2	GM5/2				
		Cas général	TTGA					
2	FLEUVES ALPINS	Cas général		G2	MP2		TP2	
7	ALPES INTERNES	Cas général		GMP7			TP7	
		Exogène de l'HER 2 (Alpes Internes)	TG6-7/2	GM7/2				
6	PRE-ALPES DU SUD	Exogène de l'HER 2 ou 7		GM6/2-7				
		Exogène de l'HER 7 (Pré-Alpes du Sud)		GM6/2-7				
		Exogène de l'HER 8 (Cévennes)	TG6/1-8	GM6/8				
		Exogène de l'HER 1 (Pyrénées)		GM6/1				
		Cas général		G6	MP6		TP6	
8	CEVENNES	Cas général		GM8		PTP8		
		A-HER niveau 2 n°70			M8/A	PTP8/A		
		A-HER niveau 2 n°22		G16	M16/A	PTP16/A		
16	CORSE	B-HER niveau 2 n°88			M16/B	PTP16/B		
		Cas général				P19		
19	GRANDS CAUSSES	Exogène de l'HER 8 (Cévennes)		GM19/8				
		Cas général				P11	TP11	
11	CAUSSES AQUITAINS	Exogène de l'HER 3 (MCN) et/ou 21 (MCS)	TG11/3-21	G11/3-21	M11/3-21	P11/3-21		
		Cas général						
14	COTEAUX AQUITAINS	Exogène des HER 3, 8, 11 ou 19	TG14/3-11	G14/3	M14/3-11			
		Exogène de l'HER 3 (MCN) ou 8 (Cév.)			M14/3-8			
		Cas général		GM14			P14	TP14
		Exogène de l'HER 1 (Pyrénées)	TG14/1	G14/1	M14/1	P14/1		
13	LANDES	Cas général			M13	P13	TP13	
1	PYRENEES	Cas général		G1	M1	P1	TP1	
12	ARMORICAIN	A-Centre-Sud (HER niveau 2 n° 58 et 117)		G12	M12/A	P12/A	TP12/A	
		B-Ouest-N E (HER niveau 2 n° 55, 59 et 118)			M12/B	P12/B	TP12/B	
TTGL	LA LOIRE	Cas général	TTGL					
9	TABLES CALCAIRES	A-HER niveau 2 n°57			M9/A	P9/A		
		Cas général	TG9	G9	M9	P9	TP9	
		Exogène de l'HER 10 (dans l'her2 n°40)		G9/10	M9/10			
		Exogène de l'HER 21 (Massif Central Nord)	TG9/21	G9-10/21	M9-10/21			
10	COTES CALCAIRES EST	Exogène de l'HER 21 (Massif Central Nord)						
		Cas général	TG10-15/4	G10	M10	P10	TP10	
4	VOSGES	Exogène de l'HER 4 (Vosges)		G10/4	M10/4			
		Cas général			M4	P4	TP4	
22	ARDENNES	Exogène de l'HER 10 (Côtes Calcaires Est)	TG22/10					
		Cas général		GM22		P22	TP22	
18	ALSACE	Cas général			MP18		TP18	
		Exogène de l'HER 4 (Vosges)		G18/4	M18/4	P18/4		

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
<i>Organic Matter</i>			
Dissolved oxygen	mg O ₂ / L		6.0000
O ₂ saturation	%		70.0000
BOD5	mg O ₂ / L		6.0000
Chemical oxygen demand	mg O ₂ / L		30.0000
Kjeldahl nitrogen	mg N / L		2.0000
Ammonium	mg NH ₄ / L		1.5000
Organic carbon	mg C / L		7.0000
<i>Nitrogen compounds</i>			
Kjeldahl nitrogen	mg N / L		2.0000
Ammonium	mg NH ₄ / L		0.5000
Nitrites	mg NO ₂ / L		0.3000
Nitrates	mg NO ₃ / L		10.0000
<i>Phosphorous compounds</i>			
Total phosphorus	mg P / L		0.2000
Orthophosphates	mg PO ₄ / L		0.5000
<i>Suspended Matter</i>			
Water muddying	NTU		35.0000
Suspended matter	mg / L		50.0000
<i>Acidification</i>			
pH		minimum	6.0000
pH		maximum	9.0000
Aluminium	µg / L	pH<6.5	10.0000
Aluminium	µg / L	pH>6.5	200.0000
<i>Mineral Micropollutants</i>			
Free cyanides	µg / L		0.2000
Arsenic	µg / L		10.0000
Tin	µg / L		10.0000
Lead	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.1000
Lead	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	5.2000
Lead	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	10.0000
Zinc	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.3000
Zinc	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	4.3000
Zinc	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	14.0000
Nickel	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.5000
Nickel	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	6.2000
Nickel	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	12.0000
Mercury	µg / L		0.0700
Cadmium	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.0100
Cadmium	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	0.0400
Cadmium	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	0.0900
Chromium	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.4000
Chromium	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	1.8000
Chromium	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	3.6000
Copper	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.1700

Copper	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	1.0000
Copper	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	2.7000
<i>Pesticides</i>			
Chlorpyrifos-ethyl	µg / L		0.0005
Prosulfocarbe	µg / L		0.1000
Alachlore	µg / L		3.0000
Aldicarbe	µg / L		0.0500
Aldrine	µg / L		0.0100
Aminotriazole	µg / L		38.0000
Atrazine	µg / L		0.2000
Atrazine desethyl	µg / L		0.2000
Bentazone	µg / L		190.0000
Bifenox	µg / L		0.0700
Captane	µg / L		1.7000
Carbendazime	µg / L		0.0070
Carbofuran	µg / L		0.0150
Chlortoluron	µg / L		1.0000
Cymoxanil	µg / L		0.0600
2,4-D	µg / L		10.0000
DDD 24'	µg / L		0.0060
DDD 44'	µg / L		0.0060
DDE 24'	µg / L		0.3000
DDE 44'	µg / L		0.3000
DDT 24'	µg / L		0.0020
Deltamethrine	µg / L		0.0002
Dichlorprop	µg / L		0.5000
Dieldrine	µg / L		0.0050
Dinoterbe	µg / L		0.0030
Diuron	µg / L		0.2000
Endrine	µg / L		0.0030
Ethofumesate	µg / L		0.8000
Fenpropimorphe	µg / L		2.2000
Folpel	µg / L		0.0200
Flusilazole	µg / L		1.0000
HCH gamma	µg / L		0.0100
Ioxynil	µg / L		0.4000
Iprodione	µg / L		0.2000
Isodrine	µg / L		0.0030
Isoproturon	µg / L		0.2000
Linuron	µg / L		0.5000
Mancozebe	µg / L		1.0000
2,4-MCPA	µg / L		1.5000
Methabenzthiazuron	µg / L		8.4000
Methomyl	µg / L		0.3000
Metolachlore	µg / L		2.0000
Oxydemeton-methyl	µg / L		0.0300
Parathion ethyl	µg / L		0.00003
Parathion methyl	µg / L		0.0020
Pendimethaline	µg / L		0.3000
Prochloraz	µg / L		0.1000
Simazine	µg / L		0.0200
Terbumeton	µg / L		1.4000

Terbutylazine	µg / L	0.2000
Terbutryne	µg / L	0.3000
Trifluraline	µg / L	0.2000
Vinclozoline	µg / L	4.0000
Cyprodinil	µg / L	0.1000
Chlorfenvinphos	µg / L	0.0030
Chlorothalonil	µg / L	0.0040
Dicamba	µg / L	3.9000
Dinitrocresol	µg / L	0.7000
Glyphosate	µg / L	0.4000
Paraquat	µg / L	2.0000
Oxadixyl	µg / L	46.0000
Norflurazone	µg / L	0.1000
Aclonifene	µg / L	0.0700
Tebuconazole	µg / L	1.0000
Diquat	µg / L	0.2000
Fenpropidine	µg / L	0.0060
Endosulfan	µg / L	0.0200
Tridemorphe	µg / L	1.3000
Imazamethabenz-methyl	µg / L	120.0000
fosetyl-aluminium	µg / L	5.0000
2,4-D-ester	µg / L	0.0001
<i>PAH</i>		
Benzo(a)anthracene	µg / L	0.0050
Benzo(a)pyrene	µg / L	0.0003
Benzo(b)fluoranthene	µg / L	0.0010
Benzo(k)fluoranthene	µg / L	0.0030
Benzo(g,h,i)perylene	µg / L	0.0030
Fluoranthene	µg / L	0.0240
Indeno (123cd) pyrene	µg / L	0.0016
Acenaphtene	µg / L	0.7000
Anthracene	µg / L	0.0900
Chrysene	µg / L	0.0060
Naphtalene	µg / L	1.9000
Phenanthrene	µg / L	0.1100
Pyrene	µg / L	0.0240
Dibenzo(a,h)anthracene	µg / L	0.00006
Acenaphtylene	µg / L	0.4000
Fluorene	µg / L	0.3000
<i>Organic Micropollutants</i>		
Benzene	µg / L	5.0000
Chloroforme	µg / L	12.0000
Dichloroethane 12	µg / L	1100.0000
Dichlorobenzene 13	µg / L	20.0000
Dichlorobenzene 12	µg / L	20.0000
Dichlorobenzene 14	µg / L	20.0000
Dichloromethane	µg / L	68.0000
Hexachlorobenzene	µg / L	0.0070
Pentachlorophenol	µg / L	0.1000
Toluene	µg / L	100.0000
Trichlorobenzene-1,2,4	µg / L	3.0000
Xylene-ortho	µg / L	1.0000

Xylene-meta	µg / L	1.0000
Xylene-para	µg / L	1.0000
Dichloroethylene-1,2 cis	µg / L	1100.0000
Chloronitrobenzene-1,3	µg / L	30.0000
Chloronitrobenzene-1,2	µg / L	30.0000
Chloronitrobenzene-1,4	µg / L	30.0000
Dichlorophenol-2,4	µg / L	20.0000
EDTA	µg / L	41.0000
Trichlorophenol-2,4,5	µg / L	0.5000
Trichlorophenol-2,4,6	µg / L	0.5000
Dichloroaniline-3,4	µg / L	0.0300
Chloroaniline-4	µg / L	0.0100
Chloroaniline-3	µg / L	0.0100
Chloroaniline-2	µg / L	0.0100
Trichlorobenzene-1,3,5	µg / L	3.0000
Trichlorobenzene-1,2,3	µg / L	3.0000
Trichlorophenol-2,3,6	µg / L	0.5000
Trichlorophenol-2,3,5	µg / L	0.5000
Trichlorophenol-2,3,4	µg / L	0.5000
Dichlorophenol-2,3	µg / L	20.0000
Dichlorophenol-3,5	µg / L	20.0000
Dichlorophenol-3,4	µg / L	20.0000
Dichlorophenol-2,6	µg / L	20.0000
Dichlorophenol-2,5	µg / L	20.0000
Hexachlorobutadiene	µg / L	0.1000
Trichlorophenol-3,4,5	µg / L	0.5000
Dichlorure dibutyletain	µg / L	0.9000
Oxyde de dibutyletain	µg / L	0.9000
Dibutyletain	µg / L	0.9000
Chlorure triphenyletain	µg / L	0.0200
Triphenyletain	µg / L	0.0200
Xylene	µg / L	1.0000
Tributyletain	µg / L	0.0004
p-octyl phenol	µg / L	0.1000
C10-13-chloroalcanes	µg / L	0.5000
Nonylphenols	µg / L	0.3300
4-nonylphenols	µg / L	0.3300
para-tert-Octylphenol	µg / L	0.1000
Dihexyl phtalate	µg / L	0.3000
Dichlorobenzene	µg / L	20.0000
Octylphenol	µg / L	0.1000
Sum of 13 PBDE	µg / L	0.2000
Xylene meta + para	µg / L	1.0000
Dichlorophenol-2,4+2,5	µg / L	20.0000
Cresol	µg / L	100.0000
Xylene ortho+meta+para	µg / L	1.0000
4-n-nonylphenol	µg / L	0.3300
PBDE 203	µg / L	0.2000
Sum of PBDE 194 to 205	µg / L	0.2000

<i>Parameter</i>	<i>Description</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>	<i>Data sources</i>
<i>Transportation facilities</i>			
TX_VCOM12W	Ratio between total length of transportation facilities (roads, railways and channels) in a rectangular buffer (1 fold the length x 12 fold the width of the reach) and total length of stream within the reach	100.00%	IGN BD@Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)
<i>Riverain vegetation</i>			
TX_VeG30M	Relative coverage of woody vegetation in a rectangular buffer (length of the reach x 60m)	60.00%	IGN BD@Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)
<i>Urbanization</i>			
TX_URB100M	Relative coverage of artificial surfaces in a rectangular buffer (length of the reach x 100m)	10.00%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
<i>Clogging risk</i>			
eROS_SAU		expert advice	Montier, C., Le Bissonais, Y., Daroussin, J. and King, D. (1998). Cartographie de l'aléa « Erosion des sols » en France. INRA, Orléans. 56 p. + cartes. 2010 agricultural land use survey (http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/)
ratio_drai	Relative coverage of drained land in the catchment	5.00%	IGN GEOFLA® (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5323861)
<i>Hydrological instability</i>			
eclmt_tot	Ratio between active storage capacity of upstream dam(s) and mean annual through-flow	30.00%	Sauquet, E. (2005). Cartographie des écoulements annuels moyens en France - Note de synthèse. Cemagref HH, Lyon. 40 p. IGN GEOFLA®
ratio_irr	Relative coverage of irrigated land in the catchment	5.00%	(http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5323861)
<i>Catchment anthropization</i>			
CLC_Urban	Relative coverage of urbanized surfaces in the catchment	0.40%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
CLC_Intens_agric	Relative coverage of intensive farming surfaces in the catchment	20.00%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
<i>Straightening</i>			
TX_ReCTI	Relative length of straight sections of the stream in the reach	10.00%	IGN BD@Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)

Protocole de prélèvement des Invertébrés sur les sites de référence

Annexes

Philippe USSEGLIO-POLATERA, Université de Metz
Jean-Gabriel WASSON, Cemagref LYON

Version finale – 28 Janvier 2005

Annexe I

Annexe I.1 - Protocole de prélèvement sur le terrain

Appareils de prélèvements

Les **12 prélèvements** de 1/20 de m² sont réalisés comme dans la norme IBGN actuelle au filet Surber (0,5 mm de vide de maille) ou au filet troubleau en fonction de leur accessibilité.

Description des habitats

Avant de réaliser les prélèvements, il faut estimer la surface de recouvrement relative des différents supports minéraux et organiques (liste définie selon la norme IBGN actuelle) sur l'ensemble de la station (somme égale à 100 %).

Dans la définition des supports à prélever, la scission du support IBGN actuel "éléments organiques grossiers" en deux supports distincts : (1) "Litières" et (2) "Racines et Branchages", est préconisée.

La liste des supports (ou substrats) présents et leurs superficies relatives (estimées en % de la surface totale de la station) qui seront distribuées dans les 5 classes de vitesses de courant prévues par la norme IBGN actuelle, devront obligatoirement être ajoutées au rapport d'essai préconisé par la norme IBGN actuelle (2004). Utiliser à cet effet le Tableau I ("Protocole d'échantillonnage" - page 7) de la NF T 90-350 (Mars 2004), en distinguant simplement les "litières" des "racines + branchages" parmi les "éléments organiques grossiers".

On définira alors :

- les **supports "dominants"**, dont la superficie relative est **au moins égale à 1/8^e** (= 12,5 %) de la superficie benthique de la station,
- les **supports "marginiaux" représentatifs**, de superficie relative < 12,5% de la superficie benthique de la station, mais dont la présence n'est ni exceptionnelle, ni liée à des structures artificielles locales (ponts, enrochements...).

On entend par « **habitat** » la combinaison d'un support (= substrat) et d'une classe de vitesse de courant (définie selon la norme IBGN).

Dans la norme IBGN, la prospection de substrats différents est nettement privilégiée. Cependant, la **vitesse du courant est également un facteur important de diversification des peuplements** d'invertébrés benthiques. Afin de bien représenter la diversité des habitats lors de l'échantillonnage, on cherchera à **positionner des prélèvements dans les différentes gammes de vitesses** représentées sur la station.

Localisation et réalisation des prélèvements

Le protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques s'effectuera en **2 étapes successives** (A et B).

L'**étape A** permettra d'obtenir une image "moyenne" du peuplement.

L'**étape B** cherchera à évaluer la contribution des habitats marginaux au peuplement.

Chaque étape est réalisée en deux phases si nécessaire. La méthode est illustrée par deux exemples présentés ci-après (pages 4 et 5).

Etape A

8 prélèvements seront réalisés au prorata de la superficie des **différents supports dominants** (minéraux et organiques).

L'échantillonnage s'effectuera donc « par tranche » de $1/8^e$ (= 12,5%) de la superficie benthique de la station, selon la règle du plus fort reste (cf. exemples 1 et 2).

Etape A- phase 1 : au cours d'une première phase, l'opérateur attribuera à chaque support dominant autant de prélèvements unitaires à réaliser que la superficie estimée de ce support représente de tranches "pleines" de $1/8^e$ (= 12,5%) de la superficie benthique totale.

Dans l'exemple 1, 3 prélèvements unitaires ($3/8^e = 37,5\%$) seront réalisés sur le support E, 2 prélèvements ($2/8^e = 25\%$) sur le support F et 1 prélèvement sur le support H ($1/8^e = 12,5\%$).

Sur un support donné, l'échantillon sera réalisé en priorité dans la classe de vitesse de courant dominante associée à ce support (habitat dominant). Mais lorsqu'un même support est à prélever plusieurs fois, l'opérateur cherchera à réaliser les prélèvements de manière à diversifier au mieux la gamme de vitesses de courant (au sens "classes de vitesses de courant" de la norme IBGN actuelle) dans laquelle ce support est représenté. De même, lorsque des supports minéraux qui diffèrent par leur granulométrie sont représentés (graviers, galets, blocs..), on cherchera, si possible, à les échantillonner dans des gammes de vitesses différentes.

A l'issue de cette première phase, le nombre de prélèvements dont l'opérateur a pu fixer la nature (= type de support à échantillonner) peut être inférieur à 8.

Dans l'exemple 1, 6 prélèvements seulement ont été réalisés à l'issue de cette première phase.

Etape A- phase 2 (si nécessaire) : La première phase sera donc suivie, si nécessaire, d'une seconde phase, au cours de laquelle l'opérateur complétera à 8 le nombre de prélèvements unitaires à réaliser, en utilisant la règle du plus fort reste (cf. exemples 1 et 2).

Pour cela, l'opérateur devra préalablement calculer, pour chaque support dominant déjà échantillonné au cours de la phase 1, la superficie "qu'il reste à décrire".

Dans l'exemple 1, le support E, qui représente 44% de la mosaïque d'habitats, est déjà décrit par 3 prélèvements ($3/8^e = 37,5\%$) attribués à ce support au cours de la phase 1. Il reste donc "à décrire" une superficie benthique de $(44 - 37,5) = 6,5\%$ pour ce support.

De manière similaire, le support F, qui représente 26% de la mosaïque d'habitats, est déjà décrit par 2 prélèvements unitaires ($2/8^e = 25\%$) attribués à ce support au cours de la phase 1. Il reste donc "à décrire" $(26 - 25) = 1\%$ pour ce support.

En considérant alors **la totalité des supports** (dominants + marginaux), l'opérateur devra compléter à 8 le nombre de prélèvements unitaires à réaliser au cours de l'étape A, en sélectionnant les supports par ordre décroissant des superficies restant à décrire (= "règle du plus fort reste").

Ici encore, on cherchera lors de l'échantillonnage d'un même substrat à représenter au mieux la gamme des vitesses de la station.

Dans l'exemple 1, deux prélèvements unitaires sont à attribuer au cours de la phase 2 :

- le support G, qui représente 7 % de la mosaïque d'habitats, est le premier support à sélectionner (il représente la plus grande superficie restant à décrire),
- le support E, dont il reste 6,5% "à décrire" est le second support à sélectionner.

Etape B

4 prélèvements supplémentaires seront réalisés sur les supports marginaux représentatifs (cf définition initiale), compte tenu de leurs capacités biogènes respectives.

Etape B - phase 1 : Ces 4 supports marginaux (cf. définition) seront donc sélectionnés, parmi les supports non échantillonnés au cours de l'étape A, dans l'ordre de priorité préconisé par la norme IBGN actuelle.

Dans cette première phase, les supports déjà échantillonnés ne sont donc pas ré-échantillonnés.

Dans l'exemple 1, les supports marginaux représentatifs A, B, C et D, non échantillonnés au cours de l'étape A, seront sélectionnés au cours de l'étape B.

Mais dans les mosaïques d'habitats particulièrement homogènes, il n'est pas toujours possible de trouver 4 nouveaux supports marginaux représentatifs à échantillonner. L'échantillonnage se poursuit alors par une deuxième phase.

Etape B - phase 2 (si nécessaire) : si dans la phase précédente le balayage de tous les types de supports de la grille IBGN ne permet pas de prélever quatre nouveaux types de supports marginaux représentatifs, la liste est complétée, pour le maintien d'un effort d'échantillonnage constant, en ne considérant alors que les habitats dominants.

L'opérateur devra alors poursuivre l'échantillonnage dans les supports dominants (superficie relative supérieure à 12,5 %). Il cherchera alors à compléter à 4, selon la règle du plus fort reste précédente, l'échantillonnage des différents supports (cf. exemple 2).

Il faut noter que cette règle peut sans inconvénient conduire à échantillonner plusieurs fois le même support dans la même gamme de vitesse de courant si l'habitat correspondant est largement dominant sur la station (e.g. > 30% de recouvrement).

Dans l'exemple 2, les supports dominants E (5 prélèvements) et F (1 prélèvement) ont été sélectionnés lors de la phase 1 de l'étape A. Au cours de la phase 2 de l'étape A, la combinaison de 8 prélèvements a été complétée par deux prélèvements, réalisés sur le support I (surface à décrire de 11 %) et sur le support F (surface restant à décrire de 5,5 %).

La phase 1 de l'étape B a permis de déterminer la réalisation d'un prélèvement sur chacun des trois supports marginaux "significativement" présents : B, D et J.

Pour la phase 2 de l'étape B, il reste à déterminer la nature du dernier support à échantillonner. Le dernier prélèvement est donc effectué sur le support E, le seul pour lequel une fraction de la mosaïque (1,5 %) reste à décrire. cf. exemple 2 - Support E, colonne "Etape A" – phase 1.

Exemples d'application

Exemple 1 – Description de la démarche d'identification de la combinaison de supports à échantillonner sur une station, compte tenu des superficies relatives estimées des différents types de supports (de la norme IBGN*) pour réaliser l'échantillon de 12 prélèvements unitaires.

Supports dans l'ordre de priorité de la grille IBGN*	Surfaces relatives estimées sur la station	Etape A Phase 1 Prélèvements à réaliser au prorata des surfaces de recouvrement (par tranche de 1/8^e = 12,5%)	Etape A Phase 2** Prélèvements à réaliser au prorata des surfaces de recouvrement (au plus fort reste) pour compléter l'échantillon à 8 relevés	Etape B Phase 1 Prélèvements à réaliser compte tenu du protocole IBGN*** (parmi les supports non encore échantillonnés)
Support A	3 %			1
Support B	2 %			1
Support C	1 %			1
Support D	1 %			1
Support E	44 %	3 (= 37,5% - reste 6,5% à décrire)	1	
Support F	26 %	2 (= 25% - reste 1% à décrire)		
Support G	7 %		1	
Support H	14 %	1 (= 12,5% - reste 1,5% à décrire)		
Support I	< 1%			
Support J	1 %			
Support K	-			

Total	100 %	6	2	4
--------------	--------------	----------	----------	----------

* 11 catégories si le support « Litière » est distingué du support « Racines / Branchages », à considérer comme deux catégories successives au niveau de leur position actuelle.

** Pour compléter le prélèvement des 8 supports échantillonnés au titre des « substrats dominants »

*** 4 prélèvements à choisir parmi les supports non encore échantillonnés, dans l'ordre de priorité de la norme IBGN.

Exemple 2 – Description de la démarche d'identification de la combinaison de supports à échantillonner sur une station, compte tenu des superficies relatives estimées des différents types de supports (de la norme IBGN*) pour réaliser l'échantillon de 12 prélèvements unitaires.

Supports dans l'ordre de priorité de la grille IBGN*	Surfaces relatives estimées sur la station	Etape A Phase 1 Prélèvements à réaliser au prorata des surfaces de recouvrement (par tranche de 1/8^e = 12,5 %)	Etape A Phase 2** Prélèvements à réaliser au prorata des surfaces de recouvrement (au plus fort reste) pour compléter l'échantillon à 8 relevés	Etape B Phase 1 Prélèvements à réaliser compte tenu du protocole IBGN***	Etape B Phase 2 L'échantillon est complété à 12 relevés en échantillonnant « au plus fort reste » le(s) substrat(s) dominant(s)
Support A	-				
Support B	4 %			1	
Support C	-				
Support D	1 %			1	
Support E	64 %	5 (= 62,5% - reste 1,5% à décrire)			1 (seul support de « reste » à décrire non nul)
Support F	18 %	1 (= 12,5% - reste 5,5% à décrire)	1 (reste 0% à décrire)		
Support G	-				
Support H	-				
Support I	11 %		1 (reste 0% à décrire)		
Support J	2 %			1	
Support K	-				
Total	100 %	6	2	3	1

Annexe I.2

Regroupement des prélèvements au laboratoire

Afin de limiter l'effort de tri, nous proposons de **regrouper les 12 prélèvements unitaires en 3 groupes de 4 relevés**, qui pourront être physiquement rassemblés dans le même "bocal", selon la procédure suivante :

1 - Regrouper les prélèvements unitaires réalisés sur les 4 supports échantillonnés au cours de la **phase B** (= **bocal "1"**).

2 A - Si au cours de la **phase A**, au moins 4 supports de nature différente ont été échantillonnés :

- Regrouper, dans le même bocal, les prélèvements unitaires réalisés sur les 4 supports (de nature différente) les plus représentatifs de la mosaïque benthique (i.e. dans l'ordre décroissant de leurs superficies relatives) (= **bocal "2"**).
- Les 4 relevés restants seront alors regroupés dans un 3^e bocal (= **bocal "3"**).

2 B - Si au cours de la **phase A**, moins de 4 supports de nature différente ont été échantillonnés :

- Regrouper, dans le même bocal, les prélèvements réalisés sur les "n" supports ($n < 4$) - de nature différente – échantillonnés, en sélectionnant pour chacun d'eux la classe de vitesse du courant la mieux représentée dans la station ;
- Compléter à 4 en sélectionnant, parmi les prélèvements sur supports dominants, le (ou les) support(s) dans l'ordre décroissant de leurs superficies relatives. Si possible, sélectionner pour un même support un prélèvement réalisé dans une classe de vitesse différente de celle déjà inclus dans cette combinaison (= **bocal "2"**).
- Les 4 relevés restants seront alors regroupés dans un 3^e bocal (= **bocal "3"**).

Etablissement des listes faunistiques :

L'opérateur établira une liste faunistique séparée pour chacun des 3 bocaux.

- La réunion des listes faunistiques correspondant aux bocaux **"1"** et **"2"** devrait permettre le calcul de l'IBGN "au plus près" des recommandations de la norme actuelle ;
- La réunion des listes faunistiques correspondant aux bocaux **"2"** et **"3"** devrait permettre d'estimer la composition faunistique "moyenne" du peuplement de la station (i.e. au prorata des surfaces de recouvrement des habitats dominants) ;
- La liste faunistique du bocal **"2"** devrait permettre l'estimation de la contribution des habitats dominants à la composition du peuplement de la station ;
- La liste faunistique du bocal **"1"** devrait permettre l'estimation de la contribution des habitats marginaux à la composition du peuplement de la station ;
- La réunion des listes faunistiques correspondant aux bocaux **"1"**, **"2"** et **"3"** devrait fournir la meilleure estimation possible de la richesse taxonomique et de la diversité faunistique de la station de référence étudiée.

Annexe I.3

Quantification des organismes par sous-échantillonnage.

Cette technique s'applique pour chacun des 3 groupes de 4 prélèvements (soit pour la quantification de la liste faunistique de chaque « bocal »).

Après enlèvement des plus gros débris, l'ensemble du « bocal » est homogénéisé en prenant soin de ne pas abîmer les organismes, et réparti dans une boîte de sous-échantillonnage comprenant des cellules de volume identique ; un nombre minimum de 8 ou 10 cellules est proposé.

En pratique, en suivant séquentiellement une technique de sous-échantillonnage par cellules tirées au hasard, les **20 premiers individus de chaque famille** (ou groupe taxonomique) seulement seront **prélevés pour identification** - si préconisée - à un niveau systématique plus précis (e.g. genre).

Les individus suivants de la même famille (ou groupe taxonomique) seront uniquement comptés jusqu'à un **minimum de 50 individus**, de manière à estimer leur abondance globale dans le groupe de prélèvements (« bocal »).

Les individus présents dans une même cellule doivent être comptés en totalité.

L'effectif global du taxon dans le « bocal » est alors estimé en multipliant l'effectif compté dans cette première cellule par le nombre de cellules de la boîte de sous-échantillonnage ($n = 8$ ou 10).

Ce taxon n'est alors plus pris en compte lors de l'examen des cellules suivantes.

Au fur et à mesure du traitement des sous-échantillons (= cellules), la même démarche pourra être adoptée pour les taxons qui atteignent sur **2, 3 ... n-1** cellules, un effectif minimum de 50 individus. L'effectif global du taxon dans le « bocal » sera alors estimé par simple règle de trois, en multipliant l'effectif du taxon obtenu dans les 2, 3 ... n-1 cellules par le rapport du nombre de cellules de la boîte (n), sur le nombre de cellules ayant permis d'atteindre l'effectif minimum de 50 individus pour ce taxon.

Ce taxon n'est alors plus pris en compte lors de l'examen des cellules suivantes.

Pour les taxons dont l'abondance globale représente moins de 50 individus, l'ensemble du « bocal » (regroupant 4 prélèvements) doit être examiné.

Cette technique permet d'estimer rapidement, avec une précision similaire et quantifiable, l'effectif de chaque famille (ou groupe taxonomique). Au sein de chaque famille, si une détermination plus poussée est préconisée, l'abondance globale de chaque genre sera évaluée simplement à partir de l'abondance relative des genres parmi les individus identifiés (au maximum 20 individus).

Annexe II

Limites de détermination taxonomiques

Tableau I : Liste rénovée des principaux niveaux d'identification minima proposés pour l'analyse des peuplements de macroinvertébrés benthiques lors de l'établissement des références biologiques par type de masse d'eau.

Taxons	Niveau systématique
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera (sauf Limnephilidae)	Genre
Trichoptera Limnephilidae	Tribu
Coleoptera (sauf Dytiscidae, Hydrophilidae et Curculionidae)	Genre
Coleoptera (Dytiscidae, Hydrophilidae)	Sous-Famille
Coleoptera Curculionidae	Famille
Megaloptera	Genre
Heteroptera (sauf Naucoridae et Corixinae)	Genre
Heteroptera Corixinae	Sous-Famille
Heteroptera Naucoridae	Famille
Planipennia	Genre
Odonata	Genre
Lepidoptera	Genre
Hymenoptera	Genre
Diptera	Famille
(Hydr)acarina	Ordre
Crustacea	Genre
Mollusca	Genre
Hirudinea et Branchiobdellida	Genre
Oligochaeta	Classe
Bryozoa	Famille
Nematoda	Classe
Gordiacea	Classe
Turbellaria	Famille
Hydrozoa	Famille
Porifera	Famille

REPUBLIQUE FRANCAISE
MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE
DIRECTION DE L'EAU

<p>Sous-Direction des Milieux Aquatiques et de la Gestion de l'Eau Bureau de l'Ecologie des Milieux Aquatiques</p> <p>20, avenue de Ségur 75302 - PARIS 07 SP</p> <p>Téléphone : 01.42.19.13.07</p>	<p>Circulaire DE / MAGE / BEMA 07 / n° 4 Date : 11 avril 2007</p> <p>Publication : JO <input type="checkbox"/> BO <input checked="" type="checkbox"/></p>
---	--

LA MINISTRE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE

A

MESDAMES ET MESSIEURS LES PREFETS COORDONNATEURS DE BASSIN
MESDAMES ET MESSIEURS LES PREFETS DE REGION
MESDAMES ET MESSIEURS LES PREFETS DE DEPARTEMENT

Objet : circulaire DCE 2007/22 relative au protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en œuvre du programme de surveillance sur cours d'eau.

Pièces jointes : Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance et ses annexes.

PLAN DE DIFFUSION	
POUR EXECUTION	POUR INFORMATION
Destinataires	Destinataires
Préfets coordonnateurs de bassin Préfets de région Préfets de département (MISE)	DIREN Agences de l'eau Offices de l'eau CSP/ONEMA CEMAGREF

En application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, un programme de surveillance est mis en place sur les différentes catégories d'eau. Pour les cours d'eau, l'élément de qualité biologique « invertébrés » est à suivre selon les principes énoncés dans la circulaire DCE 2006/16 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau).

L'objet du présent document est de préciser le protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés à mettre en œuvre pour le contrôle de surveillance sur cours d'eau.

Vous voudrez bien me faire part des difficultés que vous pourriez rencontrer dans l'application de la présente circulaire.

Pour la ministre et par délégation,
le directeur de l'eau

A handwritten signature in blue ink, consisting of several overlapping loops and strokes, positioned above the name Pascal BERTEAUD.

Pascal BERTEAUD



Direction
de l'Eau

Sous-direction des milieux aquatiques
et de la gestion de l'eau
Bureau de l'écologie des milieux aquatiques

Paris, le 11 avril 2007

Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance

Philippe USSEGLIO-POLATERA, Université de Metz
Jean-Gabriel WASSON & Virginie ARCHAIMBAULT, Cemagref Lyon

Appui scientifique à la Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau – note méthodologique du 30 mars 2007

I – Objectifs et principes généraux.

I.1 – Objets et définitions

La présente note concerne uniquement les macro-invertébrés dans les cours d'eau. Elle a pour objet de proposer un nouveau protocole de prélèvement et de traitement des échantillons pour le **Réseau de Contrôle de Surveillance**, dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE).

Le protocole proposé s'applique aux **cours d'eau dont la totalité ou la quasi-totalité des habitats présents dans le lit mouillé peuvent être prospectés en période de basses eaux**, à pied ou au moyen d'embarcations légères, avec des appareils à main de type filet Surber. ⁽¹⁾

On entend par **station une portion de cours d'eau représentative de l'hydro-morphologie d'un tronçon** en termes de diversité des habitats physiques, y compris les éventuelles altérations hydro-morphologiques.

Un **échantillon** correspond à l'ensemble des **n prélèvements unitaires** d'invertébrés réalisés sur **une station à une date donnée** (n = 8 pour le protocole IBGN, et n= 12 pour le présent protocole).

On entend par **habitat** la combinaison d'un **substrat** (ou support) et d'une **classe de vitesse** de courant.

¹ Correspond aux classes TP, P et M, et une partie de la classe G de la typologie nationale. Une version du protocole adaptée aux grands cours d'eau sera proposée ultérieurement.

I.2 – Objectifs

La plupart des méthodes utilisées au niveau européen préconisent un prélèvement représentatif des principaux habitats présents sur une station (i.e. réalisé au prorata de leurs surfaces de recouvrement relatives), de façon à obtenir une image globale moyenne du peuplement d'invertébrés.

Cependant, certaines méthodes diffèrent quant à la prise en compte des habitats marginaux en terme de superficie. Ainsi le protocole AQEM ⁽²⁾ ne considère pas les habitats qui représentent moins de 5% de la mosaïque benthique. L'argument avancé, assis sur de nombreuses données, est que l'échantillonnage d'habitats marginaux résiduels peut masquer l'effet des altérations physiques même dans des cours d'eaux dont les caractéristiques hydro-morphologiques sont très fortement dégradées.

Mais avec un protocole de type AQEM, des habitats peu représentés, qui abritent cependant une faune spécifique (e.g. chevelus racinaires, litières, bryophytes), peuvent ne pas être échantillonnés. Or cette faune est souvent très informative sur l'état écologique d'une station, notamment sur les premiers signes d'une altération. A l'inverse, l'IBGN favorise l'échantillonnage des habitats marginaux au détriment d'une bonne représentation des habitats dominants, ce qui induit souvent un biais important dans la représentativité de la faune par l'échantillon réalisé, et peut masquer l'effet de certaines altérations.

Le but du présent protocole est donc de combiner les avantages de ces deux approches tout en réduisant leurs inconvénients, en réalisant un échantillonnage séparé des habitats dominants et marginaux. Il répond à trois objectifs principaux :

- Fournir une **image représentative du peuplement d'invertébrés** d'une station, mais **en séparant la faune des habitats dominants et des habitats marginaux**.
- Permettre le développement et la mise en œuvre d'un **nouvel indice multi-métrique d'évaluation de l'état écologique à partir des invertébrés** pour les réseaux de surveillance, qui soit à la fois conforme aux exigences de la DCE et en meilleure cohérence avec les différentes méthodes utilisées au niveau européen.
- Permettre néanmoins **le calcul, avec une marge d'incertitude acceptable, de la note IBGN** (norme NF T-90350, AFNOR, 1992, 2004) qui restera la méthode officielle d'évaluation de l'état écologique pendant une **période transitoire**, jusqu'à l'adoption du nouvel indice ; ceci permettra en outre de **garantir la continuité du suivi**, et de continuer à valoriser les chroniques acquises depuis 1992.

En outre l'élaboration de cette future méthode doit répondre à deux contraintes pratiques :

- ne requérir qu'une **augmentation raisonnablement limitée du coût** par rapport à l'IBGN.
- rester **compatible avec le protocole mis en œuvre sur le Réseau de Référence**, qui servira à déterminer les valeurs de référence pour le nouvel indice.

Le protocole appliqué sur les réseaux de référence répondait déjà à ces objectifs, mais avec un niveau de précision et de contrainte supérieur, notamment pour le recalcul de la note IBGN. Le protocole « Réseau de Surveillance » tient compte de l'expérience acquise par les praticiens sur le réseau de référence, et des difficultés apparues lors de la mise en œuvre du protocole correspondant. Le protocole « Réseau de Surveillance » est donc directement dérivé du protocole appliqué sur le réseau de référence, avec un certain nombre de simplifications et d'allègements méthodologiques portant sur :

- le protocole de terrain (prélèvement des échantillons)
- le protocole de laboratoire (traitement des échantillons)
- le niveau taxonomique (détermination des invertébrés).

I.3 – Principes généraux

Pour obtenir un échantillon représentatif de la mosaïque des habitats dominants d'un site donné, et échantillonner les habitats marginaux qui permettront en outre de calculer une note IBGN, le présent protocole préconise d'échantillonner **12 prélèvements** en combinant :

- un échantillonnage des habitats dominants basé sur 8 prélèvements unitaires,

² site web AQEM : <http://www.aqem.de> . Pré-norme CEN : cf Document CEN /TC 230 N 0503- Guidance on pro-rata Multi-Habitat-Sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers.)

- un échantillonnage des habitats marginaux, basé sur 4 prélèvements, qui permettra de garantir une conformité suffisante avec le protocole IBGN.

Les 12 prélèvements sont réalisés en **3 groupes de 4 relevés (ou 3 « bocaux »)** qui pourront être regroupés sur le terrain en respectant certaines règles.

Dans la norme IBGN, comme dans le protocole AQEM, la prospection de substrats différents est nettement privilégiée. Cependant, la vitesse du courant est également un facteur important de diversification des peuplements d'invertébrés benthiques et doit être intégrée dans les règles d'échantillonnage. On cherchera également à bien répartir les prélèvements sur l'ensemble de la station.

En pratique, cela signifie :

- Identifier sur le terrain les supports dominants (superficie > 5%) et marginaux ($\leq 5\%$) ;
- Réaliser un premier groupe de 4 prélèvements sur les **supports marginaux**, suivant l'ordre d'habitabilité (bocal 1) ;
- Réaliser un deuxième groupe de 4 prélèvements sur les **supports dominants**, suivant l'ordre d'habitabilité (bocal 2) ;
- Réaliser un troisième groupe de 4 prélèvements sur les **supports dominants**, en privilégiant la représentativité des habitats (bocal 3).

Les résultats seront exprimés sous la forme de **3 listes faunistiques par échantillon**, soit une liste pour chaque bocal. Ces listes permettront par différentes combinaisons de recalculer :

- une liste « équivalente IBGN » (B1 + B2)
- une liste « habitats dominants » (B2 + B3)
- une liste « habitats marginaux » (B1)
- une liste « faune globale » (B1 + B2 + B3)

Ce protocole permettra donc d'inclure dans le futur indice des métriques calculées séparément sur la faune des habitats dominants et marginaux, et sur la faune globale, et de calculer une note d'indice « équivalent IBGN ». ⁽³⁾

II. Préparation de l'échantillonnage

II.1 - Choix des stations

Pour être **représentative de la morphologie d'un tronçon** de cours d'eau, la station sera calée préférentiellement sur des **séquences de faciès radier / mouille**. La largeur du lit à plein bord (notée Lpb) est une grandeur de calage en géométrie hydraulique qui permet de prévoir statistiquement la longueur moyenne des séquences de faciès. En première approximation, cette largeur peut être estimée rapidement sur le terrain à partir de la zone non végétalisée du lit. La longueur d'une séquence radier / mouille représente en moyenne 6 fois la largeur du lit à plein bord.

- Pour les cours d'eaux de petite et moyenne dimension (classes P et M de la typologie nationale), 2 séquences radier / mouille seront considérées, soit $12 * Lpb$.
- Pour les très petits cours d'eaux (classe TP), souvent plus hétérogènes, il est préférable de prendre en compte 3 séquences (soit $18 * Lpb$).
- Pour les grands cours d'eaux (classe G), le choix de 2 séquences reste préférable, mais il sera parfois nécessaire pour des raisons pratiques de se limiter à une séquence (soit $6 * Lpb$), en prenant soin de la choisir la plus représentative possible de la morphologie moyenne du tronçon.

Quelle que soit la taille du cours d'eau la station devra être aussi représentative que possible de la morphologie du tronçon, *y compris des éventuelles altérations hydro-morphologiques*.

Les éléments pratiques nécessaires à la mise en œuvre sur le terrain sont détaillés en annexe I.

³ L'incertitude sur le calcul de l'IBGN sera évaluée à l'aide des données détaillées sur 12 prélèvements acquises sur les sites de référence.

II.2 Positionnement des stations

Le repérage et le positionnement de la station sont à réaliser une seule fois pour chaque station, sauf événement hydrologique majeur bouleversant la morphologie du lit. En pratique, il est fortement recommandé de réaliser ce repérage **avant la première campagne** de prélèvement.

La démarche décrite ci-dessous devra être respectée pour le choix de l'emplacement précis de chaque station :

1. Estimer visuellement la largeur à plein bord Lpb.
2. Repérer visuellement sur une longueur suffisante (environ 5 à 8 séquences, soit 30 à 50 Lpb en fonction de la taille du cours d'eau), les conditions morpho-dynamiques du secteur.

Pour les grands cours d'eau, cette étape pourra utilement être préparée en utilisant des photos aériennes (orthophotoplan au 1/25.000ème par exemple).

3. Choisir les séquences contiguës les plus représentatives, en prenant soin *d'éviter d'y inclure des singularités morphologiques.*

On entend par *singularités* des structures naturelles ou artificielles *isolées*, qui ne se retrouvent pas de manière répétitive et régulière sur le tronçon (au moins sur le secteur repéré visuellement), par exemple : ponts, protections de berges très localisées, embâcles isolés, affluents, faciès ou substrats aux caractéristiques particulières.

4. Mesurer la largeur moyenne à plein bord, sur une dizaine de transects espacés d'environ 1,5 fois la largeur estimée ⁽⁴⁾. Cette valeur, mesurée avec une précision de $\pm 5\%$, sera notée Lpb.
5. Choisir et calculer la longueur totale de la station (12, 18 ou 6 Lpb selon les cas) qui sera notée Lt, en mètres.
6. Positionner une première limite de station (amont ou aval), sur une limite de faciès caractéristique, par exemple la tête d'un radier.
7. Se déplacer d'une longueur de station le long du cours d'eau, en prenant soin d'identifier les limites des principaux faciès : radiers, plats, mouilles ⁽⁵⁾.
8. Positionner la deuxième limite de station sur la structure équivalente à celle choisie comme première limite (ex : tête de radier) la plus proche de la distance calculée.
9. Si les limites de faciès ne sont pas repérables (cas des rivières très lentes ou chenalisées), on prendra dans tous les cas une station de la longueur calculée, en calant la première limite sur un repère visible.

Il est impératif de noter avec précision des repères, ou de baliser les limites choisies, ou d'utiliser des coordonnées GPS précises, de manière à retrouver facilement la station lors des campagnes ultérieures.

II.3 Identification des stations

Chaque station sera identifiée très précisément par les informations suivantes :

- Code station (précédé du code bassin, au format RNB)
- Nom du cours d'eau
- Nom de la station
- Nom et code INSEE de la commune
- Altitude
- Largeur du lit à plein bord
- Longueur totale de la station
- Latitude et longitude (GPS) des points limites amont et aval ⁽⁶⁾.

⁴ Voir annexe I. Il est fortement recommandé d'utiliser pour cette opération un télémètre.

⁵ Voir annexe I pour l'identification des faciès.

⁶ En cas d'impossibilité d'utiliser un GPS (vallées encaissées), fournir une photocopie de la carte IGN au 1/25.000ème avec la position de la station.

Ces informations sont à renseigner selon les indications fournies dans les fiches de l'annexe II.

II.4 – Dates des campagnes de prélèvement

La circulaire DCE 2006/16 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance préconise pour le réseau de contrôle de surveillance une campagne d'échantillonnage par an, pour chaque année.

En règle générale, pour les cours d'eau à régime pluvial et ne présentant pas de variation saisonnière marquée des altérations chimiques et hydrologiques, la campagne sera réalisée **en période de basses eaux**. Au sein de cette période, les dates réelles des prélèvements devront être adaptées aux grandes écorégions, en distinguant notamment les sites suivant leur distribution altitudinale, de façon à tenir compte des différences dans les rythmes biologiques.

Dans les cours d'eaux à régime nival ou glaciaire avec de forts débits au printemps et en été, la campagne pourra être avancée de façon à précéder la fonte des neiges.

Les prélèvements ne doivent pas être réalisés dans les conditions suivantes :

- turbidité anormale ne permettant pas de décrire la mosaïque d'habitats.
- après un épisode de forte crue ayant entraîné un remaniement généralisé du substrat ; dans ce cas un délai de recolonisation est recommandé.

III. Protocole de prélèvement sur le terrain

III.1 Appareils de prélèvements

Les **12 prélèvements** de 1/20 de m² sont réalisés comme dans la norme IBGN actuelle au filet Surber (0,5 mm de vide de maille) ou au filet troubleau en fonction de l'accessibilité des substrats (ou supports). Les détails du protocole de prélèvement par type d'habitat sont proposés avec la définition de chaque substrat.

III.2 Définition des habitats

III.2.1 Définition des substrats

Un substrat est constitué par une association d'éléments minéraux (pouvant inclure des éléments organiques), ou d'éléments végétaux, présentant des caractères physiques homogènes sur une certaine surface.

Pour être pris en compte dans la description de la station et inclus dans l'échantillonnage, un substrat doit représenter une surface minimale **au moins égale à 1 pour mille de la surface de la station** ; cette surface est estimée visuellement.

Cette surface minimale doit être **contiguë pour les substrats minéraux**, définis d'après la classe granulométrique qui présente la plus forte proportion apparente en surface.

En revanche, cette surface minimale **peut ne pas être contiguë pour les substrats non minéraux**.

La surface minimale contiguë pour inclure un substrat dans l'échantillonnage est celle d'un Surber (1/20^{ème} de m²) sauf pour les bryophytes (voir Tableau I).

Tableau I : Surfaces minimales nécessaires indicatives pour la prise en compte d'un type de substrat dans le plan d'échantillonnage en fonction de la taille du cours d'eau

Largeur du cours d'eau (en m)	Surface minimale d'un substrat	Surface minimale d'échantillonnage
2 à 8 - TP	0,05 à 0,75 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
8 à 15 - P	0,75 à 2,5 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
15 à 25 - M	2,5 à 7,5 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
25 à 40 - G	7,5 à 10 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
> 40 - TG	> 10 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)

Les différents types de substrat, classés comme dans l'IBGN selon un ordre de priorité d'échantillonnage correspondant à une habitabilité décroissante, sont précisés dans le tableau II.

Tableau II : Définition et ordre d'échantillonnage des substrats.

Définition du substrat	Habitabilité	Protocole prélèvement
Bryophytes	11	végétal seul (sur bloc) ou avec élément support (sur cailloux)
Spermaphytes immergés (hydrophytes)	10	inclut la couche superficielle du sédiment
Déchets organiques grossiers (litières)	9	inclut la couche superficielle du sédiment
Chevelus racinaires, supports ligneux	8	végétal seul
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	7	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	6	inclut les sédiments et la faune associés au bloc (abris sous bloc)
Granulats grossiers (graviers) (2 à 25 mm).	5	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Spermaphytes émergents de strate basse (hélophytes)	4	inclut la couche superficielle du sédiment
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins	3	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Sables et limons (< 2mm)	2	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Algues	1	inclut les éléments minéraux du support
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	0	raclage de surface

III.2.2 Protocole de prélèvement détaillé pour chaque type de substrat

La méthode consiste à ramener dans le Surber, à la main, une partie du substrat, y compris fin (petits cailloux à vase), ce qui signifie que la méthode des «coups de pied» (e.g. associée au kick-sampling) est à proscrire.

Le filet du Surber doit être vidé entre chaque prélèvement unitaire.

Bryophytes :

Placer le Surber à contre courant sur les bryophytes, et frotter et peigner énergiquement pendant au moins 10 secondes sur toute la surface du cadre. Sur les blocs, n'échantillonner que le végétal.

Si la surface des bryophytes n'est pas suffisante pour remplir le cadre du Surber, il est possible de faire le prélèvement en plusieurs points jusqu'à avoir la surface d'échantillonnage requise.

Si les bryophytes sont peu représentées, sur les pierres, considérer alors le support principal comme pierre et les bryophytes sont à renseigner dans les cases « nature végétation » et « abondance végétation » de la fiche de terrain.

Spermaphytes immergés (hydrophytes) :

Placer le Surber à contre courant sur les hydrophytes, prélever la totalité du végétal contenu dans le cadre de 1/20 m². Dans la pratique, on introduit le végétal dans le filet et on le coupe.

Les végétaux adhérents au substrat (ex : callitriches) sont prélevés avec la couche superficielle du substrat. Pour les spermaphytes enracinés dont une partie de l'appareil végétatif est flottante (ex : renoncules), seul le végétal est prélevé.

Si un seul prélèvement doit être réalisé dans les hydrophytes, il est réalisé sur l'espèce dominante en superficie. Si plusieurs prélèvements doivent être réalisés dans les hydrophytes dans une même classe de vitesse, ils sont réalisés si possible sur les différentes espèces présentes dans l'ordre décroissant de leur surface relative.

Débris organiques grossiers (litières) :

Placer le Surber à contre courant sur la surface à échantillonner. Racler la surface du sédiment correspondant à l'intérieur du cadre sur une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 l au maximum.

Chevelus racinaires, substrats ligneux :

Faites glisser le Surber à contre courant sur les racines. Frotter et peigner énergiquement les racines pendant au moins 10 secondes de façon à récupérer les individus dans le filet.

Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Soulever les pierres et galets se trouvant à l'intérieur du cadre et bien les frotter *in situ* pour récupérer tous les organismes fixés (au besoin terminer cette opération sur la rive). Prélever également la couche sous les pierres et galets jusqu'à un maximum de 5 cm.

Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm) :

Placer le Surber à contre courant en aval du bloc. Soulever le bloc et prélever la partie sous-bloc, bien frotter le bloc pour récupérer tous les organismes fixés dessus.

Granulats grossiers

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prendre les graviers se trouvant à l'intérieur du cadre et bien les frotter pour récupérer les organismes fixés. Prélever jusqu'à un maximum de 5 cm.

Spermaphytes émergents de strate basse (hélrophytes)

Placer le Surber à contre courant sur la base des hélrophytes. Frotter la base des hélrophytes avec la main sur une surface équivalente à l'intérieur du cadre.

Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec débris organiques fins

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prélever à la main les 3 premiers centimètres du substrat ou une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 litre au maximum.

S'il n'y a pas assez de courant, l'opérateur doit créer un courant d'eau pour favoriser la récolte du sédiment et des organismes présents dans le cadre délimité par le filet Surber.

Sables et limons (< 2mm)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prélever à la main les 3 premiers centimètres du substrat ou une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 litre au maximum.

S'il n'y a pas assez de courant, l'opérateur doit créer un courant d'eau pour favoriser la récolte du sédiment et des organismes présents dans le cadre délimité par le filet Surber.

Algues

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner, échantillonner les algues avec leur support sous jacent.

Si les algues sont peu représentées, sur les pierres, considérer alors le support principal comme pierre et les algues sont à renseigner dans les cases « nature végétation » et « abondance végétation » de la fiche de terrain.

Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Frotter la surface du support.

III.2.3 Définition des classes de vitesses

Les classes de vitesses sont estimées à partir de la vitesse de surface exprimée en cm.s^{-1} .

Tableau III – définition des classes de vitesses.

CLASSE VITESSE (cm/s)	VITESSE	CODE SANDRE
$v < 5$	Nulle	N1
$25 > v \geq 5$	Lente	N3
$75 > v \geq 25$	Moyenne	N5
$150 > v \geq 75$	Rapide	N4

III.2.4 Définition des substrats dominants et marginaux

On entend par substrat « **dominant** » un substrat qui représente **plus de 5%** ($> 5\%$) de la surface mouillée totale de la station.

On entend par substrat « **marginal** » un substrat qui représente **au maximum 5%** ($\leq 5\%$) de la surface mouillée totale de la station. Cependant, pour être échantillonné, ce substrat doit constituer un **habitat représentatif**.

En pratique, cela signifie que la présence de ce substrat ne doit pas être exceptionnelle, ou liée à une singularité morphologique. Un habitat marginal peut être lié à la configuration du lit (zones étroites de bordures), généré par la dynamique fluviale (petits dépôts sableux ou vaseux, accumulations de débris organiques grossiers...), ou par des structures artificielles (e.g. protections de berges localisées). Mais pour être représentatif du cours d'eau, ce type d'habitat doit **se retrouver de manière régulière et répétitive** le long du secteur que la station est supposée représenter.

La taille minimale d'un substrat marginal est de 1 pour mille de la surface de la station (voir Tableau I), cette surface est estimée visuellement et peut ne pas être contiguë pour les substrats non minéraux.

III.3 Conduite de l'échantillonnage

L'échantillonnage doit être précédé d'un repérage des habitats marginaux et dominants à échantillonner, qui sont indiqués sur la 'fiche terrain' (Annexe II).

L'opérateur peut alors définir son plan d'échantillonnage (i.e. les 3 combinaisons de 4 substrats qu'il devra prélever pour constituer les 3 bocaux).

Ensuite, les prélèvements sont réalisés en trois phases (dont l'ordre reste au choix du préleveur) :

Phase 1 - échantillonnage des habitats marginaux représentatifs (bocal 1) ;

Phase 2 - échantillonnage des habitats dominants, avec priorité au substrat (bocal 2) ;

Phase 3 - échantillonnage complémentaire des habitats dominants, au prorata des superficies (bocal 3).

III.3.1 Repérage des substrats dominants et marginaux.

La première étape sur le terrain lors de chaque campagne de prélèvement, consistera à estimer la superficie mouillée de la station, puis à identifier les substrats marginaux représentatifs et les substrats dominants, et à évaluer la superficie relative de ces substrats.

a) Estimation de la superficie mouillée

La longueur totale de la station (notée Lt, en mètres) est supposée connue dès le repérage de la station (cf. II.2 alinéa 5). On calculera la largeur mouillée moyenne à partir de la mesure, avec une précision de $\pm 5\%$ (⁷), d'une dizaine de transects régulièrement espacés sur la station. Cette largeur mouillée est notée Lm (en mètres, avec une décimale).

La superficie mouillée, calculée par le produit $\{Lt * Lm\}$, est estimée en m² et notée Sm.

b) Identification des substrats marginaux représentatifs

La superficie maximale d'un substrat marginal représentatif (Smarg) est égale à 5% de la superficie mouillée totale de la station, soit $\{Sm * 0,05\}$. Cette superficie s'entend en cumulant la superficie de l'ensemble des zones où ce substrat est présent sur la station.

Les différents substrats marginaux représentatifs sont identifiés, et leur présence est notée sur la feuille d'échantillonnage par la **lettre M** dans la colonne 'Dominants / Marginaux'.

La superficie relative (en %) de ces substrats marginaux est estimée visuellement, et notée en % de la surface totale de la station sur la feuille de terrain (colonne « Superficie relative »).

Les différentes classes de vitesses dans lesquelles ces substrats sont rencontrés sont notées par des croix (X) dans les colonnes correspondantes.

c) Identification des substrats dominants

Les différents substrats dominants présents sur la station (superficie totale de chaque support > 5% de la surface mouillée) sont notés sur la feuille d'échantillonnage par la **lettre D** dans la colonne 'Dominants / Marginaux'.

La superficie relative (%) de ces substrats dominants est estimée visuellement, et notée en % de la surface totale de la station sur la feuille de terrain, colonne « Superficie relative » (la somme des superficies relatives des substrats dominants et marginaux doit être égale à 100%).

La superficie relative (%) des substrats dominants est également codée en 3 catégories (colonne « code 1, 2 ou 3 ») de la manière suivante :

- **D3** - pour les substrats occupant plus de **50%** de la superficie totale de la station ;
- **D2** - pour les substrats occupant plus de **25%** et au maximum **50%** de la superficie totale ;
- **D1** - pour les substrats occupant plus de **5%** et au maximum **25%** de la superficie totale.

Les différentes classes de vitesses dans lesquelles ces substrats sont rencontrés sont notées par des croix (X) dans les colonnes correspondantes.

III.3.2 Echantillonnage des habitats marginaux.

Phase 1 – échantillonnage des habitats marginaux représentatifs

⁷ L'usage d'un télémètre laser est recommandé.

Dans cette phase, les substrats marginaux sont échantillonnés, avec **4 prélèvements unitaires**, réalisés dans l'ordre des substrats du tableau II. Ils constitueront le « bocal 1 ».

Si plus de 4 substrats marginaux ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau II sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.

Si 3 substrats marginaux seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat marginal présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse.

Si 2 substrats marginaux seulement ont été identifiés, les 2 prélèvements restants sont effectués sur ces deux substrats, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse.

Si un seul substrat marginal a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat, dans des placettes différentes, en faisant varier si possible les classes de vitesses.

Si aucun *substrat* n'a été identifié comme marginal, on considère comme **habitat marginal** les zones de bordure en vitesse lente ou nulle ; 4 prélèvements seront effectués dans ces habitats pour garantir une superficie totale prélevée constante.

III.3.3 Echantillonnage des habitats dominants.

Positionnement des prélèvements dans la station

Lors des deux phases suivantes, l'opérateur s'efforcera de **répartir les prélèvements sur l'ensemble de la station**, de manière à assurer une **représentation adéquate des différents faciès**. Lorsqu'un même substrat doit être prélevé plusieurs fois, les prélèvements seront dispersés sur l'ensemble des faciès où ce substrat est présent.

Afin de bien représenter la diversité des habitats lors de l'échantillonnage, lorsque différentes configurations sont possibles, on cherchera à **positionner des prélèvements dans les différentes classes de vitesses** représentées sur la station.

L'échantillonnage des substrats dominants est réalisé en 2 phases (phases 2 et 3) décrites ci-après.

A la fin des phases 2 et 3, **chaque classe de vitesse** identifiée sur les substrats dominants devra être représentée par au moins **un prélèvement**.

A la fin des phases 2 et 3, l'ensemble des substrats dominants (parmi les 8 premiers du tableau II) devrait normalement être représenté par **un minimum de** :

- **3 prélèvements** sur les substrats occupant plus de 50% de la superficie totale (codés D3) ;
- **2 prélèvements** sur les substrats occupant plus de 25% et au maximum 50% de la superficie totale (codés D2) ;
- **1 prélèvement** sur les substrats occupant plus de 5% et au maximum 25% de la superficie totale (codés D1).

Phase 2 - échantillonnage des habitats dominants, avec priorité au substrat

Au cours de cette phase, **4 prélèvements unitaires** sont réalisés sur les **4 premiers substrats dominants dans l'ordre du tableau II**. Ils constitueront le « bocal 2 ».

- Si plus de 4 substrats dominants ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau II sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.

- Si 3 substrats dominants seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse par ordre de représentativité.
- Si 2 substrats dominants seulement ont été identifiés :
 - si ces deux substrats ont une superficie relative > 25% (classe D2 et D3), 2 prélèvements sont effectués sur chaque substrat, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse par ordre de représentativité.
 - Si un des deux substrats à une superficie relative < 25% (classe D1), un seul prélèvement est effectué sur ce substrat, et les 3 autres sur le substrat présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse par ordre de représentativité.
- Si un seul substrat dominant a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat en faisant varier, si possible, les classes de vitesse par ordre de représentativité.

Phase 3 : échantillonnage complémentaire des habitats dominants au prorata des superficies.

Au cours de cette phase, les **4 prélèvements unitaires** seront répartis de manière à compléter **l'échantillonnage des habitats dominants au prorata de leur superficie**, à partir des règles suivantes. Ils constitueront le « bocal 3 ».

- Si plus de 4 substrats dominants ont été identifiés, les substrats non échantillonnés au cours de la phase 2 seront échantillonnés **dans l'ordre décroissant de leur superficie relative**, dans la classe de vitesse la plus représentée pour chaque substrat.
- Lorsque tous les substrats dominants ont été échantillonnés au moins une fois au cours des phases 2 et 3, les prélèvements restant à effectuer sont positionnés sur les substrats déjà échantillonnés, au prorata de leur superficie relative, en faisant varier autant que possible les classes de vitesse par ordre de représentativité.

III.3.4 Renseignement de la feuille d'échantillonnage

Sur la feuille d'échantillonnage, les différentes combinaisons substrat / vitesse correspondant aux prélèvements regroupés dans les trois bocaux doivent être intégralement renseignées.

Les numéros des prélèvements (P1 à P12) seront notés au cours de l'échantillonnage dans la case correspondant à l'habitat échantillonné (« fiche terrain », annexe II : intersection du substrat et de la classe de vitesse).

Ces informations seront ensuite reportées dans le tableau correspondant de la « fiche envoi CEMAGREF » (annexe II).

III.3.5 Regroupement des prélèvements.

Pour chacune des 3 phases, les prélèvements de même nature peuvent être regroupés physiquement, sur le terrain, dans un même récipient soigneusement étiqueté avec le numéro du bocal correspondant, en respectant les règles suivantes :

- Les différents substrats minéraux d'un même bocal (blocs, pierres – galets, graviers, sables) sont regroupés.
- Pour tous les autres types de substrats, seuls les substrats de nature similaire prélevés au cours de la même phase (correspondant à un même bocal) sont regroupés.

Dans tous les cas, les différents récipients doivent être soigneusement étiquetés avec la mention du bocal auquel ils appartiennent.

III.3.6 Traitement et fixation des échantillons sur le terrain

Un premier traitement sur le terrain est recommandé pour concentrer les prélèvements, et éliminer les éléments minéraux et organiques grossiers qui peuvent endommager les organismes durant le transport.

Les éléments grossiers sont soigneusement examinés et lavés au dessus d'un tamis de maille identique à celle des appareils de prélèvement (0,5 mm).

Les organismes fragiles (e.g. Ephemeroptères, Tricladés) peuvent être fixés à l'alcool et mis dans un récipient séparé, étiqueté avec le numéro du bocal.

Les gros individus d'espèces rares ou protégées, [e.g. écrevisses indigènes (*Astacus Austropotamobius*), moules (Margaritiferidae, Unionidae), Libellules (*Cordulegaster*), Perlidae, Ephemeridae], seront de préférence identifiés et comptés sur le terrain, puis remis à l'eau.

Le mode de conservation des échantillons reste au choix du laboratoire (⁸). Le formaldéhyde (concentration finale 4%), l'éthanol (concentration finale 70%) peuvent être employés. Pour des raisons de sécurité, le conservateur utilisé doit être indiqué sur le récipient.

IV. Traitement des échantillons au laboratoire

IV.1 Limites de détermination taxonomique

Les limites retenues tiennent compte à la fois 1) de l'information bio-écologique supplémentaire apportée par une identification au genre par rapport à la famille et 2) de la difficulté d'identification d'un taxon à un niveau systématique plus précis. Le gain d'information bio-écologique a été estimé à partir du calcul de la diversité bio-écologique des différents genres à l'intérieur d'une même famille. Cette diversité a été calculée en fonction de la distribution de ces genres au sein de groupes fonctionnels définis sur la base des caractéristiques biologiques et/ou écologiques des organismes (⁹). La difficulté d'identification des familles au niveau du genre a été codée après une enquête menée auprès des DIREN. Le couplage de ces deux sources d'information permet de définir une liste faunistique "finie".

La liste des niveaux taxonomiques requis est fournie dans le tableau IV.

L'ouvrage de base pour la détermination est le guide « Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie » (¹⁰). Cet ouvrage sera complété par la note additive à l'ouvrage « Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces » (¹¹) pour les taxons nouveaux ou invasifs.

⁸ L'usage de la congélation demande le suivi d'un protocole très strict (température et délai de conservation avant congélation, conditions de décongélation, estimation des pertes de certains taxons) qui doit être précisé.

⁹ **Usseglio-Polatera P., M. Bournaud, P. Richoux, & H. Tachet. 2000.** Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.

Usseglio-Polatera P., P. Richoux, M. Bournaud, & H. Tachet. 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 139: 53-83.

¹⁰ **Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera, 2000.** Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS Editions.

¹¹ **Tachet H., Bournaud M. & P. Richoux.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Systématique élémentaire et aperçu écologique. Supplément de mise à jour 2006. Ce fascicule peut être commandé à l'Association Française de Limnologie (2,50 euros)

La détermination se fera au niveau requis, sauf pour les individus trop abîmés ou correspondant aux premiers stades larvaires, qui seront identifiés à la famille.

La liste finie des taxons à référencer avec leur niveau d'identification est détaillée dans l'Annexe III.

Tableau IV : Niveaux d'identification requis pour les différents groupes taxonomiques.

Taxons	Niveau systématique
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera (sauf Limnephilidae)	Genre
<i>Trichoptera Limnephilidae</i>	Sous-Famille
Coleoptera (sauf Dytiscidae, Hydrophilidae et Curculionidae)	Genre
<i>Coleoptera (Dytiscidae, Hydrophilidae)</i>	Sous-Famille
<i>Coleoptera Curculionidae</i>	Famille
Megaloptera	Genre
Heteroptera (sauf Corixinae)	Famille
<i>Heteroptera Corixinae</i>	Sous-Famille
Planipennia	Genre
Odonata (sauf Coenagrionidae)	Genre
<i>Odonata Coenagrionidae</i>	Famille
Lepidoptera	Famille
Hymenoptera	Genre
Diptera	Famille
(Hydr)acarina	PRESENCE
Crustacea (sauf Asellidae)	Genre
<i>Crustacea Asellidae</i>	Famille
Bivalvia	Genre
Gastropoda (sauf Planorbidae)	Genre
<i>Gastropoda Planorbidae</i>	Famille
Hirudinea et Branchiobdellida	Famille
Oligochaeta	Classe
Bryozoa	PRESENCE
Nematoda	PRESENCE
Gordiacea	PRESENCE
Turbellaria	Famille
Hydrozoa	PRESENCE
Porifera	PRESENCE
Nemertea	PRESENCE

IV.2 – Tri et Quantification des prélèvements.

Le **protocole de tri s'applique à chaque « bocal »** regroupant les 4 prélèvements effectués au cours de chacune des trois phases de terrain. Les prélèvements de chaque bocal peuvent être ramenés au laboratoire dans un ou plusieurs récipients selon les cas (cf. § III.3.5).

Le but est d'obtenir pour **chaque bocal une liste faunistique quantifiée**, avec des abondances par taxon, selon le niveau taxonomique requis (tableau IV).

IV.2.1 – Estimation de l'abondance

L'abondance est le nombre d'individus estimé, par taxon, pour l'ensemble des 4 prélèvements du même bocal, soit $1/5^{\text{ème}}$ de m^2 . Les taxons pour lesquels une indication de « présence » est uniquement demandée (tableau IV) ne doivent pas être dénombrés.

Le dénombrement des individus est réalisé au niveau taxonomique de la famille. La précision requise pour l'estimation de l'abondance de chaque famille est de l'ordre de $\pm 25\%$. Le dénombrement exhaustif des individus pour les taxons abondants n'est pas nécessaire ; dans ce cas, l'utilisation du sous-échantillonnage est fortement recommandée. Différentes techniques de sous-échantillonnage sont applicables, au choix de l'opérateur, en fonction du substrat à trier.

IV.2.2 – Tri et quantification

La phase de tri et quantification comporte trois opérations :

- Les prélèvements ramenés du terrain sont d'abord lavés sur une colonne de tamis ; la maille du tamis le plus fin est de 0,5 mm.
- Sur les refus de tamis, les individus sont comptés au niveau taxonomique de la famille, directement ou à l'aide d'une loupe monoculaire. Une technique de sous échantillonnage peut être appliquée à cette opération.
- Pour chaque taxon, un certain nombre d'individus doit être sorti pour identification et conservé pour un contrôle qualité ultérieur (c.f. § IV.2.3).

IV.2.3 – Identification et dénombrement

Pour tous les taxons dont l'identification est requise au niveau de la famille (ou présence attestée), au moins 10 individus (s'ils existent) sont sortis pour identification, et conservés.

Pour tous les taxons dont l'identification est requise au niveau du genre, à l'intérieur de chaque famille, l'abondance des différents genres est estimée à partir de la détermination d'un nombre limité d'individus. Ce nombre est fonction du nombre de genres existants dans cette famille. Le tableau de l'annexe III indique pour chaque famille une diversité générique « faible » (2 à 3 genres) ou « forte » (4 genres ou plus).

Pour chaque liste faunistique (= pour chaque bocal), le nombre minimum d'individus à identifier pour chaque famille est de :

- **10** individus pour les familles mono génériques ;
- **20** individus pour les familles à diversité générique « **faible** » (notées A dans l'annexe III) ;
- **40** individus pour les familles à diversité générique « **forte** » (notées B dans l'annexe III).

Lorsque différents prélèvements correspondant au **même bocal** ont été conservés séparément (dans différents récipients) lors des phases de terrain, ils sont triés et quantifiés séparément ; pour chaque famille, les individus sortis sont ensuite regroupés, et 20 ou 40 individus sont tirés au hasard pour identification (voir schéma annexe IV). Pour l'établissement de la liste faunistique du bocal, les abondances de chaque taxon estimées dans les différents prélèvements sont simplement additionnées.

IV.3 – Limitation du temps de tri et quantification

En pratique, la relation entre le temps passé au tri et le nombre de familles identifiées tend vers une asymptote, les premiers quarts d'heure apportant le maximum d'information. Pour les substrats minéraux, une demi-heure de tri pour un prélèvement unitaire permet d'apporter une grande part de l'information (de l'ordre de 80% de la richesse taxonomique) ; pour les autres types de substrats, cette durée est de l'ordre de une heure ⁽¹²⁾. Ces temps correspondent au travail d'opérateurs expérimentés.

Afin d'optimiser le rapport coût / information des échantillons, cette phase de tri et quantification sera donc réalisée dans un laps de temps limité en fonction de la nature du substrat.

Les temps de tri indiqués doivent permettre d'extraire **au minimum 80% des taxons présents** dans chaque bocal ou prélèvement.

¹² Sur la base de résultats de tests réalisés en collaboration avec les DIREN Basse Normandie, Haute Normandie, Ile de France, Midi Pyrénées, Lorraine, Nord Pas de Calais, PACA, Rhône-Alpes, et le CEMAGREF Lyon.

Le tableau V indique les **temps minimum et maximum requis pour le tri et la quantification de chaque « bocal »** en fonction de la nature des substrats prélevés. Ces temps s'appliquent à un **opérateur expérimenté**, et devront être majorés pour des stagiaires ou des débutants.

Tableau V : Durées minimales et maximales requises pour la phase de tri, par bocal, en fonction de la nature des substrats prélevés, pour un opérateur expérimenté (hors temps de lavage).

<i>Nombre de prélèvements</i>	<i>Substrats minéraux</i>	4	3	2	1	0
	<i>Autres substrats</i>	0	1	2	3	4
Durée de tri en heures	minimum	1	1,5	2	2,5	3
	maximum	2	2,5	3	3,5	4

En fonction de la nature des prélèvements, le temps minimum de tri requis pour une station, pour un opérateur expérimenté, ne peut être inférieur à 3 heures (uniquement si les 12 prélèvements sont constitués par des substrats minéraux), et le temps maximum ne devrait pas être supérieur à 12 heures.

Le tableau VI indique les **temps minimum et maximum indicatifs pour le tri et la quantification d'un seul prélèvement unitaire pour un type de substrat donné**. Ces temps s'appliquent à un **opérateur expérimenté**, et devront être majorés pour des stagiaires ou débutants.

La durée minimale du temps de tri par substrat correspond à la valeur moyenne permettant d'obtenir 80% de la richesse taxonomique du prélèvement considéré, obtenue à partir des données de temps de tri fournies par les DIREN. La durée maximale correspond à la moyenne plus l'écart type.

Tableau VI : Durées minimales et maximales indicatives pour la phase de tri pour un seul prélèvement, en fonction de la nature du substrat prélevé, pour un opérateur expérimenté (hors temps de lavage).

Nature du substrat	Durée de tri minimum	Durée de tri maximum
Bryophytes	50 minutes	1h20
Spermaphytes immergés (hydrophytes)	40 minutes	1h05
Débris organiques grossiers (litières)	45 minutes	1h05
Chevelus racinaires, supports ligneux	50 minutes	1h05
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	25 minutes	45 minutes
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	50 minutes	1h30
Granulats grossiers (graviers) (2 à 25 mm).	40 minutes	50 minutes
Spermaphytes émergents de strate basse (hélrophytes)	15 minutes	20 minutes
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec débris organiques fins	40 minutes	1h00
Sables et limons (< 2mm)	25 minutes	35 minutes
Algues	50 minutes	1h25
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	Non renseigné	Non renseigné

Remarque : les temps de tri par bocal sont inférieurs à la somme des temps de tris des prélèvements séparés. Il est donc normal que la somme des temps (minimum et maximum) nécessaires pour le tri séparé de 12 prélèvements soit supérieure, par station, aux temps (minimum et maximum) requis dans le tableau V.

Il est impératif de noter le temps passé à trier l'échantillon.

○ ○ ○ ○ ○

Annexe I

Aide au choix et au positionnement des stations de prélèvement

Principes de base

Le principe de base pour le positionnement des stations est que celles-ci soient représentatives de la diversité des habitats attendue, en conditions naturelles, à l'échelle d'un tronçon. Les habitats – définis dans ce protocole comme la combinaison des substrats et vitesses d'écoulement - sont générés par des processus géomorphologiques. C'est donc sur la base des caractéristiques morphologiques qu'il convient de repérer les stations. On trouvera dans l'ouvrage « Impacts écologiques de la chenalisation des rivières » (i) une explication détaillée des principes qui justifient les règles de choix des stations. Nous résumons ci-après les principaux éléments.

A l'échelle d'un tronçon de cours d'eau, dont la station se doit d'être représentative, la diversité des habitats est déterminée par la succession des « faciès » morpho-dynamiques, qui s'organisent en « séquences ». La séquence universellement observée sur les cours d'eau est la succession de faciès à écoulement rapide ou « radiers » et à écoulement lent ou « mouilles » ; entre ces deux faciès s'intercale très souvent un faciès de type « plat », à écoulement uniforme et de faible profondeur.

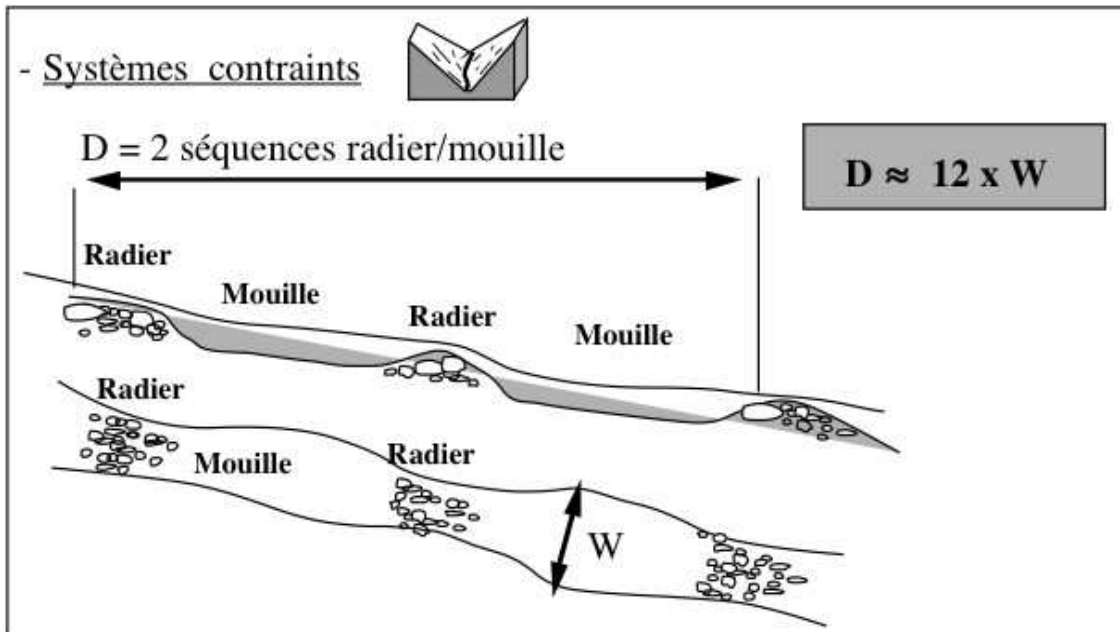
Les faciès sont générés par les épisodes de crues, lorsque l'énergie de l'eau est suffisante pour mobiliser le substrat. Or, cette énergie est maximale pour les débits dits « de plein bord », c'est à dire juste avant que la rivière ne déborde ; en effet, lors des débordements, l'énergie excédentaire qui se dissipe dans le lit majeur ne participe plus à la structuration du lit mineur. Le débit de plein bord (ou Q_{pb}), qui correspond en moyenne à des crues de fréquence biennale (période de retour 1,5 à 2 ans, avec des variations locales dans la gamme de 0,5 à 5 ans) est pour cette raison considéré comme le débit « morphogène », celui qui structure les faciès du lit mineur. Le débit de plein bord est évidemment fortement corrélé à la largeur à plein bord (notée L_{pb} dans le protocole, ou W dans la littérature anglophone).

En conditions naturelles, les séquences de faciès se succèdent avec une périodicité remarquablement stable. En moyenne, la longueur d'une séquence est de 6 fois la largeur plein bord ($6 \cdot L_{pb}$). Cette structure est illustrée dans la figure 1, pour des cours d'eaux correspondant à des contextes géomorphologiques différents : roche-mère dure (montagne) ou plaine alluviale.

Certaines séquences pouvant être « atypiques », on considère qu'un minimum de 2 séquences « radier – mouille » est nécessaire pour assurer un minimum de représentativité des habitats (¹³). Comme indiqué dans le protocole (cf. § II.1), et pour des raisons pratiques, cette valeur pourra être adaptée en fonction de la largeur du cours d'eau, de 3 séquences pour les très petits cours d'eaux généralement plus hétérogènes, à une seule séquence pour les grands et très grands cours d'eau.

¹³ En réalité, si l'on recherchait une description précise des conditions hydro-morphologiques d'un tronçon, une description de 5 séquences serait nécessaire pour obtenir des mesures statistiquement fiables.

A



B

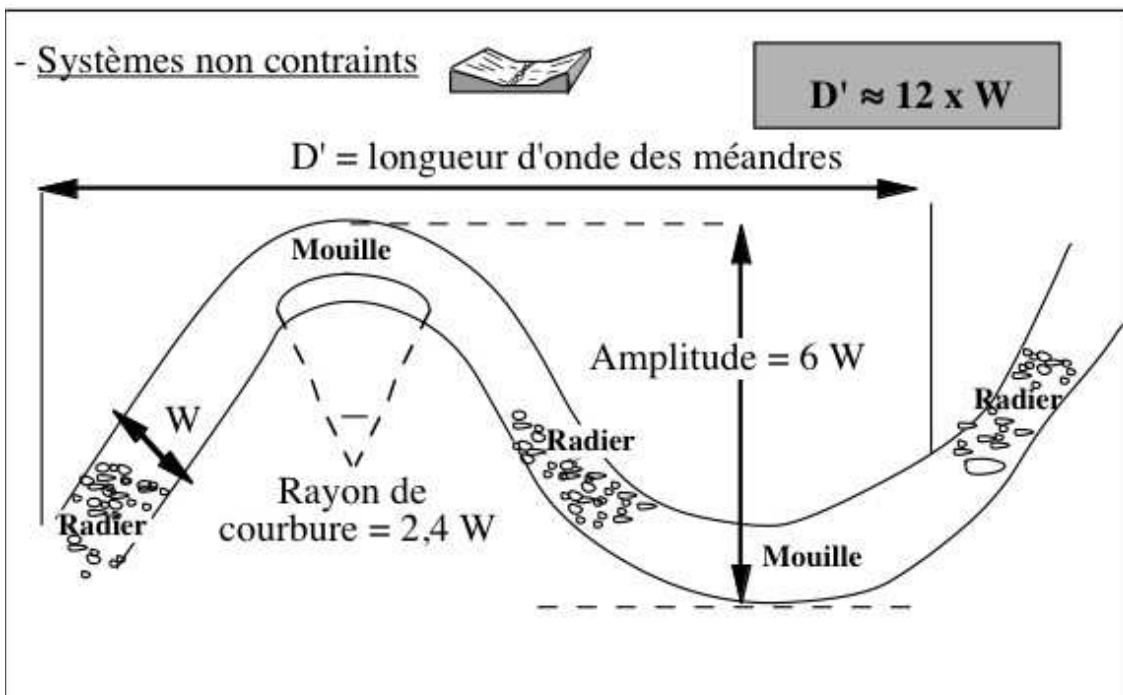


Figure 1 – Illustration de la relation moyenne entre la périodicité des séquences de faciès et la largeur à plein bord (L_{pb} notée ici W), pour des cours d’eaux évoluant A) dans des lits contraints par la roche mère, et B) dans des vallées alluviales à substrat meuble.

Repérage de la largeur plein bord

Définir le débit de plein bord demande une évaluation précise de la hauteur limite de débordement, mais la largeur à plein bord est relativement aisée à évaluer ; rappelons ici que l’incertitude acceptable de cette mesure pour le positionnement des stations est de l’ordre de 10% (soit $\pm 5\%$).

La largeur plein bord est celle du lit appelé généralement « lit moyen », qui est rempli et remanié lors des crues de fréquence annuelle à biennale (1 à 2 ans). Pour cette raison, une végétation pérenne ne peut généralement pas s'y implanter. Le critère le plus simple pour repérer la largeur plein bord est donc la « zone non végétalisée » par une végétation pérenne (arbres et arbustes, plantes herbacées en formation dense), à l'exclusion des plantes annuelles qui peuvent se développer en une saison sur les bancs de graviers.

En sus de ce critère simple, la forme des berges donne des repères complémentaires. Pour les berges redressées ou verticales, un repère à mi hauteur est généralement suffisant. Pour les berges en pente douce, la limite du substrat mobile (graviers, sable, limons) récemment déposé fournit généralement un repère visible.

Dans certains cas particuliers, des critères supplémentaires doivent être utilisés.

- Rivières à chenaux multiples : la largeur des bancs colonisés par une végétation pérenne assez ancienne (arbustes en formation dense, prairies installées) doit être soustraite de la largeur mesurée entre les berges situées en limite du lit majeur.
- Rivières en tresses : les rivières à fort charriage, dans les zones de piedmont ou en région Méditerranéenne, présentent des lits actifs très larges, dits « en tresses ». Ces lits sont fréquemment remaniés, et donc non végétalisés, parce que la rivière divague entre ses berges en déposant l'excès de charge minérale grossière provenant de bassins amonts pentus et érodables. Mais ils ne se remplissent pas entièrement d'eau pour les crues fréquentes. La largeur plein bord à prendre en compte dans ce cas est celle d'un chenal de crue bien marqué, dans les secteurs où l'écoulement se concentre (rétrécissement de vallée, pont...). Cette largeur sera généralement très inférieure à celle du lit actif, mais correspond à celle du débit qui structure les principaux faciès. Si aucune structure de ce type n'est visible, on se calera sur les séquences de faciès les plus marquées du lit mineur pour délimiter la station ; la largeur plein bord sera alors estimée à $1/6^{\text{ème}}$ de la longueur moyenne d'une séquence.
- Rivières chenalisées : le but de la chenalisation étant de réduire les inondations, le débit de plein bord réel ne correspond plus au débit morphogène naturel, celui des crues fréquentes. Il faut donc estimer la largeur plein bord correspondant à une morphologie naturelle. Ces rivières peuvent avoir un lit surdimensionné, et dans ce cas des atterrissements végétalisés se forment au pied des berges, témoignant du fait que la rivière se recrée un lit moyen correspondant à son débit morphogène. La largeur plein bord est alors facile à déterminer d'après la limite végétation pérenne (souvent uniquement herbacée du fait de l'entretien). Dans le cas inverse des lits fortement contraints, les berges redressées et les laisses de crues fréquentes permettent généralement une bonne approximation d'une largeur plein bord naturelle. Enfin, dans les rivières chenalisées, il arrive fréquemment que les faciès ne soient plus visibles. Dans ce cas, on prendra une longueur de station calée sur la largeur plein bord estimée (6, 12 ou 18 Lpb selon la taille - cf. protocole § II.1), en se calant sur une structure repérable.

Valeurs moyennes de la largeur plein bord selon la taille du cours d'eau

Le tableau ci-dessous indique la gamme des largeurs plein bord attendue dans les différentes classes de taille de cours d'eau définies dans la typologie nationale. La fourchette correspondante des longueurs des stations, fonction du nombre de séquences de faciès à inclure, est donnée à titre de valeur repère.

Tableau 1 – Ordre de grandeur des largeurs plein bord et longueurs de station selon les classes de taille de la typologie nationale.

Classe de Taille	Très petit	Petit	Moyen	Grand	Très Grand
Largeur (Lpb, m)	< 8	8 – 15	15 – 25	25 - 40	40 et +
Nombre de séquences	3	2	2	2 (minimum : 1)	1
Longueur (m)	30 à 140	100 à 180	180 à 300	300 à 480 (minimum : 150 à 240)	> 250 m

Définition des faciès

Pour le repérage des stations et le positionnement ultérieur des prélèvements, il est nécessaire de repérer les limites longitudinales des principaux types de faciès, « mouille », « plat » et « radiers ». Une note technique « Description standardisée des faciès d'écoulement observables en rivière » (ii) donne des indications détaillées pour identifier ces faciès.

La clé de détermination ci-dessous (figure 2), extraite de cette note, a été modifiée pour la rendre applicable à une plus large gamme de classes de taille et de situations hydrologiques. Les six faciès majeurs sont séparés des faciès secondaires (en grisé), plus anecdotiques. De surcroît, les paramètres « profondeur » et « vitesses » sont décrits en valeur relative par rapport aux caractéristiques moyennes de la station. En première approximation, la limite entre les vitesses « faibles » et « fortes » pourra être fixée à 25 – 30 cm/s ; la différence entre les zones profondes et peu profonde est à évaluer en fonction de la profondeur moyenne, fonction de la taille du cours d'eau.

Des informations complémentaires sur la caractérisation des faciès pourront être trouvées dans le document « Typologie des faciès d'écoulement » (iii).

Documents de référence

(i) Wasson, J.G., Malavoi, J.R., Maridet, L., Souchon, Y., & Paulin, L. (1998). *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. Cemagref éditions, coll. Etudes, série Gestion des Milieux Aquatiques n°14, 158 p. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/chenalisation.PDF

(ii) Malavoi J.R. & Souchon Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **365/366** : 357-372. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/facies2002.pdf

(iii) Malavoi, J.R. (1989). Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **315**: 189-210. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/typo_facies.pdf

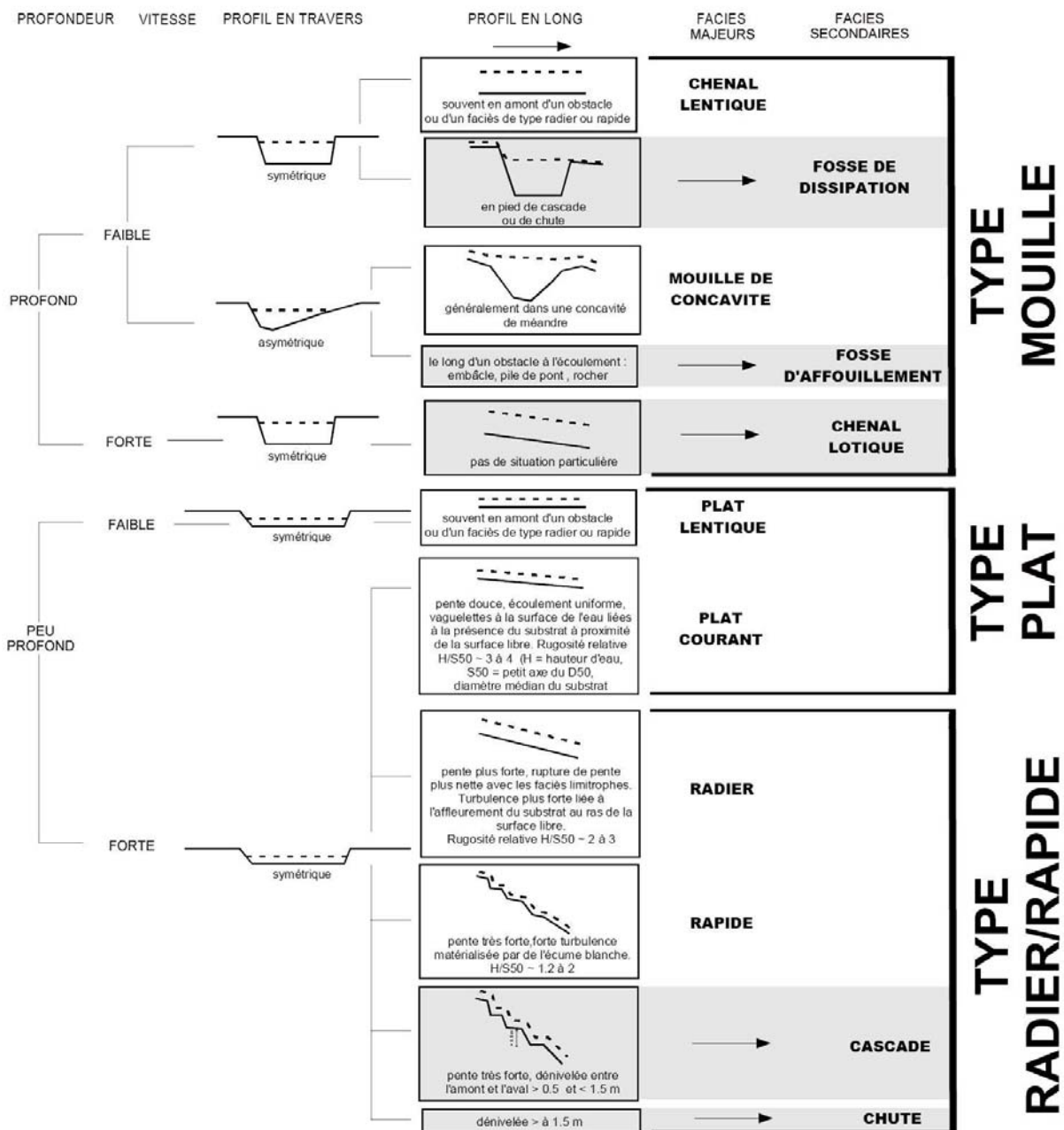


Figure 2 – Clé d'identification des principaux faciès d'écoulement. Modifié d'après Malavoi & Souchon, 2002. Les variables « profondeur » et « vitesses » sont qualifiées par rapport aux caractéristiques moyennes de la station.

Annexe II

Constituée par le fichier Excel « Protocole Invert RCS final_annexe2.xls »
comprenant deux fiches :

- Fiche terrain à imprimer (aide au recueil d'information sur le terrain)
- Fiche envoi CEMAGREF (**utilisation obligatoire** pour la transmission des données)

obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire
CODE STATION	COURS D'EAU	SITE	DATE	X AMONT	Y AMONT	X AVAL	Y AVAL	Y AVAL

Feuille Terrain : l'information informatique est à saisir sur la fiche "envoi CEMAGREF"

Lpb
Lr
Lm
Sm
Smarg

LEGISLATION : Pour chaque microprélèvement, utiliser les codes SAIBRE

ELIGIBILITE : Attribuer chaque microprélèvement à B1, B2 ou B3 (caser vide inter (ite))

BOCAL : Pour chaque microprélèvement, en cm

HAUTEUR D'EAU : Pour chaque microprélèvement, de 0 à 5, (0 = nul, ... 5 = très important)

STABILITE : Pour chaque microprélèvement, nature de la végétation de recouvrement (selon protocole BOG)

NATURE VEGETATION : Pour chaque microprélèvement, abondance du recouvrement par la végétation de 0 à 5, (0 = nul, ... 5 = très important)

PRELEVEMENT	SUBSTRAT	CLASSE VITESSE	BOCAL	HAUTEUR D'EAU	COLMATAGE	STABILITE	NATURE VEGETATION	ABONDANCE VEGETATION
P1								
P2								
P3								
P4								
P5								
P6								
P7								
P8								
P9								
P10								
P11								
P12								

LEGISLATION : Au format RNB si possible et précédé du code Bassin

COURS D'EAU : Nom de la rivière

STATION : Nom du site de prélèvement inventoriés

DATE : Jour de l'échantillonnage (jjmm.aaaa)

X AMONT : Latitude de la limite amont du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)

Y AMONT : Longitude de la limite amont du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)

X AVAL : Latitude de la limite aval du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)

Y AVAL : Longitude de la limite aval du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)

Lpb : Largeur au débit de Plein Bord (en m)

Lr : Longueur totale de la station (en m)

Lm : La largeur mouillée moyenne au moment du prélèvement (en m avec 1 décimale)

Sm : Superficie mouillée de la station (m²)

Smarg : Superficie maximale d'un substrat marginal (Sm*0.05; m²)

DM : Dominant / Marginal (suivant le protocole)

1 = entre 5 et 25%; 2 = entre 25 et 50%; 3 = supérieure à 50%

LEGISLATION

CLASSE VITESSE (cm/s)	SAIBRE	VITESSE
v<5	N1	Nulle
25>v<75	N3	Lente
75>v<250	N5	Moyenne
150>v<275	N4	Rapide

SANDRE VITESSES	76 à 150 cm/s	N4	Rapide	Prélevement	Présence				
		N5	Moyenne	Prélevement	Présence				
		N3	Lente	Prélevement	Présence				
		N1	Très lente	Prélevement	Présence				

Substrats

Nature du Substrat	Substrat (SandCo)	SAIBRE	Habitabilité	% réel de recouvrement	Dominant / Marginal (DM)	Superficie relative (code 1, 2 ou 3)
Bryophytes		S1	11			
Spermatophytes immergés		S2	10			
Débris organiques grossiers (litières)		S3	9			
Chevâtres racinaires, supports ligneux		S20	8			
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)		S24	7			
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice très fine minéraux de grande taille (25 à 250 mm)		S30	6			
Sédiments fins (2 à 250 mm)		S9	5			
Spermatophytes émergents de strate basses		S10	4			
Vases : Sédiments fins (< 0.1 mm) avec débris organiques fins		S11	3			
Sables et limons (< 2 mm)		S25	2			
Algues		S18	1			
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marais et argiles compactes)		S20	0			

Nb de prél. réalisés					
----------------------	--	--	--	--	--

Informations sur la station

LEADER
CODE STATION
CODE STATION
COURS D'EAU
SITE
LABOR MOYENNE
DATE
LABOR MOYENNE

Les informations sont à saisir dans les cellules jaunes

Informations liées à la station de rapportage (site)
Informations liées au site

Informations sur le site à chaque échantillonnage

LEADER
CODE STATION
COURS D'EAU
SITE
LABOR MOYENNE
DATE
LABOR MOYENNE
LABOR MOYENNE

Surface de recouvrement des différents substrats présents sur l'ensemble de la station

Table with columns: CLASSE, SUBSTRAT, LABOUR MOYENNE, DATE, LABOUR MOYENNE. Includes sub-tables for RECROUVREMENT and RECROUVREMENT.

Informations sur l'échantillon à donner pour chacun des 12 micropelviers

LEADER
SUBSTRAT
LABOUR MOYENNE
DATE
LABOUR MOYENNE
LABOUR MOYENNE

Quantification de l'échantillon

Table with columns: CODE STATION, DATE, MICROPELLEVERMENT, SUBSTRAT, CLASSE VITESSE, BOVAL, MATIÈRE ETIAU, COUTAGE, STABILITE, MATIÈRE VÉGÉTALE, ABONDANCE VÉGÉTALE. Includes sub-table for VITESSE.

Quantification de l'échantillon

LEADER
CODE STATION
CODE STATION
COURS D'EAU
SITE
LABOR MOYENNE
DATE
LABOUR MOYENNE

Main data table with columns: CODE STATION, DATE, MICROPELLEVERMENT, SUBSTRAT, CLASSE VITESSE, BOVAL, MATIÈRE ETIAU, COUTAGE, STABILITE, MATIÈRE VÉGÉTALE, ABONDANCE VÉGÉTALE. Includes sub-table for VITESSE.

Annexe III

Liste finie des taxons

Groupes	Famille	Niveau systématique à renseigner	Diversité A= faible B= forte
PLECOPTERA	Capniidae	Capniidae <i>Capnia</i> <i>Capnioneura</i> <i>Capnopsis</i>	A
PLECOPTERA	Chloroperlidae	Chloroperlidae <i>Siphonoperla</i> <i>Chloroperla</i> <i>Xanthoperla</i>	A
PLECOPTERA	Leuctridae	Leuctridae <i>Euleuctra</i> <i>Leuctra</i> <i>Pachyleuctra</i>	A
PLECOPTERA	Nemouridae	Nemouridae <i>Amphinemura</i> <i>Protonemura</i> <i>Nemura</i> <i>Nemurella</i>	B
PLECOPTERA	Perlidae	Perlidae <i>Perla</i> <i>Marthamea</i> <i>Dinocras</i> <i>Eoperla</i>	B
PLECOPTERA	Perlodidae	Perlodidae <i>Perlodes</i> <i>Diura</i> <i>Isoperla</i> <i>Arcynopteryx</i> <i>Besdolus</i> <i>Isogenus</i> <i>Dictyogenus</i>	B
PLECOPTERA	Taeniopterygidae	Taeniopterygidae <i>Taeniopteryx</i> <i>Brachyptera</i> <i>Rhabdiopteryx</i>	A
TRICHOPTERA	Beraeidae	Beraeidae <i>Beraea</i> <i>Beraeamyia</i> <i>Ernodes</i> <i>Beraeodina</i> <i>Beraeodes</i>	B
TRICHOPTERA	Brachycentridae	Brachycentridae <i>Oligoplectrum</i> <i>Brachycentrus</i> <i>Micrasema</i>	A
TRICHOPTERA	Calamoceratidae	<i>Calamoceras</i>	
TRICHOPTERA	Ecnomidae	Ecnomidae <i>Ecnomus</i> <i>Pseudoneureclipsis</i>	A

TRICHOPTERA	Glossosomatidae	Glossosomatidae	A
		<i>Agapetus</i>	
		<i>Glossosoma</i>	
		<i>Synagapetus</i>	
		<i>Catagapetus</i>	
TRICHOPTERA	Goeridae	Goeridae	B
		<i>Goera</i>	
		<i>Silo</i>	
		<i>Lithax</i>	
		<i>Silonella</i>	
TRICHOPTERA	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	Hydropsychidae	A
		<i>Diplectronea</i>	
		<i>Cheumatopsyche</i>	
		<i>Hydropsyche</i>	
TRICHOPTERA	Hydroptilidae	Hydroptilidae	B
		<i>Hydroptila</i>	
		<i>Agraylea</i>	
		<i>Allotrichia</i>	
		<i>Stactobiella</i>	
		<i>Orthotrichia</i>	
		<i>Stactobia</i>	
		<i>Oxyethira</i>	
		<i>Ptilocolepus</i>	
		<i>Tricholeiochiton</i>	
		<i>Ithytrichia</i>	
TRICHOPTERA	Lepidostomatidae	Lepidostomatidae	A
		<i>Lepidostoma</i>	
		<i>Lasiocephala</i>	
		<i>Crunoecia</i>	
TRICHOPTERA	Leptoceridae	Leptoceridae	B
		<i>Athripsodes</i>	
		<i>Ceraclea</i>	
		<i>Leptocerus</i>	
		<i>Mystacides</i>	
		<i>Oecetis</i>	
		<i>Setodes</i>	
		<i>Triaenodes</i>	
		<i>Ylodes</i>	
		<i>Adicella</i>	
		<i>Erotesis</i>	
TRICHOPTERA	Limnephilidae	Limnephilidae	B
		Apataniinae	
		Drusinae	
		Dicosmoecinae	
		Limnephilinae	
TRICHOPTERA	Molannidae	Molannidae	A
		<i>Molanna</i>	
		<i>Molannodes</i>	
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Odontocerum</i>	
TRICHOPTERA	Philopotamidae	Philopotamidae	A
		<i>Chimarra</i>	
		<i>Philopotamus</i>	
		<i>Wormaldia</i>	
TRICHOPTERA	Phryganeidae	Phryganeidae	B
		<i>Trichostegia</i>	

		<i>Hagenella</i>	
		<i>Oligostomis</i>	
		<i>Oligostrichia</i>	
		<i>Agrypnia</i>	
		<i>Phryganea</i>	
TRICHOPTERA	Polycentropodidae	Polycentropodidae	B
		<i>Neureclipsis</i>	
		<i>Plectrocnemia</i>	
		<i>Polycentropus</i>	
		<i>Cyrnus</i>	
		<i>Holocentropus</i>	
TRICHOPTERA	Psychomyiidae	Psychomyiidae	B
		<i>Psychomyia</i>	
		<i>Metalype</i>	
		<i>Paduniella</i>	
		<i>Lype</i>	
		<i>Tinodes</i>	
TRICHOPTERA	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	
TRICHOPTERA	Sericostomatidae	Sericostomatidae	B
		<i>Notidobia</i>	
		<i>Oecismus</i>	
		<i>Sericostoma</i>	
TRICHOPTERA	Thremmatidae	<i>Thremma</i>	
EPHEMEROPTERA	Ameletidae	Ameletidae	A
		<i>Ameletus</i>	
		<i>Metreletus</i>	
EPHEMEROPTERA	Baetidae	Baetidae	B
		<i>Baetis</i>	
		<i>Acentrella</i>	
		<i>Raptobaetopus</i>	
		<i>Proclleon</i>	
		<i>Centroptilum</i>	
		<i>Cloeon</i>	
		<i>Pseudocentroptilum</i>	
EPHEMEROPTERA	Caenidae	Caenidae	A
		<i>Caenis</i>	
		<i>Brachycercus</i>	
EPHEMEROPTERA	Ephemerellidae	Ephemerellidae	A
		<i>Ephemerella</i>	
		<i>Torleya</i>	
EPHEMEROPTERA	Ephemeridae	<i>Ephemera</i>	
EPHEMEROPTERA	Heptageniidae	Heptageniidae	B
		<i>Heptagenia</i>	
		<i>Electrogena</i>	
		<i>Ecdyonurus</i>	
		<i>Epeorus</i>	
		<i>Rhithrogena</i>	
EPHEMEROPTERA	Isonychiidae	<i>Isonychia</i>	
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	Leptophlebiidae	B
		<i>Leptophlebia</i>	
		<i>Habroleptoides</i>	
		<i>Paraleptophlebia</i>	
		<i>Habrophlebia</i>	
		<i>Choroterpes</i>	
		<i>Thraulus</i>	
EPHEMEROPTERA	Neoephemeridae	<i>Neoephemera</i>	

EPHEMEROPTERA	Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i>	
EPHEMEROPTERA	Polymitarcyidae	<i>Ephoron</i>	
EPHEMEROPTERA	Potamanthidae	<i>Potamanthus</i>	
EPHEMEROPTERA	Prosopistomatidae	<i>Prosopistoma</i>	
EPHEMEROPTERA	Siphonuridae	<i>Siphonurus</i>	
HETEROPTERA	Aphelocheiridae	Aphelocheiridae	
HETEROPTERA	Corixidae	Corixidae	A
		Micronectinae	
		Cymatiinae	
		Corixinae	
HETEROPTERA	Gerridae	Gerridae	
HETEROPTERA	Hydrometridae	Hydrometridae	
HETEROPTERA	Mesoveliidae	Mesoveliidae	
HETEROPTERA	Naucoridae	Naucoridae	
HETEROPTERA	Nepidae	Nepidae	
HETEROPTERA	Notonectidae	Notonectidae	
HETEROPTERA	Pleidae	Pleidae	
HETEROPTERA	Veliidae	Veliidae	
COLEOPTERA	Chrysomelidae	Chrysomelidae	A
		<i>Macrolea</i>	
		<i>Donacia</i>	
		<i>Plateumaris</i>	
COLEOPTERA	Curculionidae	Curculionidae	
COLEOPTERA	Dryopidae	Dryopidae	A
		<i>Pomatinus</i>	
		<i>Dryops</i>	
COLEOPTERA	Dytiscidae	Dytiscidae	B
		Hydroporinae	
		Laccophilinae	
		Copelatinae	
		Colymbetinae	
		Dytiscinae	
COLEOPTERA	Elmidae	Elmidae	B
		<i>Potamophilus</i>	
		<i>Stenelmis</i>	
		<i>Elmis</i>	
		<i>Esolus</i>	
		<i>Limnius</i>	
		<i>Normandia</i>	
		<i>Riolus</i>	
		<i>Dupophilus</i>	
		<i>Oulimnius</i>	
		<i>Macronychus</i>	
COLEOPTERA	Eubriidae	<i>Eubria</i>	
COLEOPTERA	Gyrinidae	Gyrinidae	A
		<i>Aulonogyrus</i>	
		<i>Gyrinus</i>	
		<i>Orectochilus</i>	
COLEOPTERA	Haliplidae	Haliplidae	A
		<i>Haliplus</i>	
		<i>Peltodytes</i>	
		<i>Brychius</i>	
COLEOPTERA	Helodidae	Helodidae	B
		<i>Elodes</i>	
		<i>Hydrocyphon</i>	
		<i>Cyphon</i>	
		<i>Microcara</i>	
		<i>Scirtes</i>	

COLEOPTERA	Helophoridae	<i>Helophorus</i>	
COLEOPTERA	Hydraenidae	Hydraenidae	B
		<i>Limnebius</i>	
		<i>Hydraena</i>	
		<i>Ochthebius</i>	
COLEOPTERA	Hydrochidae	<i>Hydrochus</i>	
COLEOPTERA	Hydrophilidae	Hydrophilidae	A
		Hydrophilinae	
		Sphaeridiinae	
COLEOPTERA	Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i>	
COLEOPTERA	Hygrobiidae	<i>Hygrobia</i>	
COLEOPTERA	Noteridae	<i>Noterus</i>	
COLEOPTERA	Spercheidae	<i>Spercheus</i>	
DIPTERA	Athericidae	Athericidae	
DIPTERA	Blephariceridae	Blephariceridae	
DIPTERA	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	
DIPTERA	Chaoboridae	Chaoboridae	
DIPTERA	Chironomidae	Chironomidae	
DIPTERA	Culicidae	Culicidae	
DIPTERA	Cylindrotomidae	Cylindrotomidae	
DIPTERA	Dixidae	Dixidae	
DIPTERA	Dolichopodidae	Dolichopodidae	
DIPTERA	Empididae	Empididae	
DIPTERA	Ephydriidae	Ephydriidae	
DIPTERA	Limoniidae	Limoniidae	
DIPTERA	Muscidae	Muscidae	
DIPTERA	Psychodidae	Psychodidae	
DIPTERA	Ptychopteridae	Ptychopteridae	
DIPTERA	Rhagionidae	Rhagionidae	
DIPTERA	Sciomyzidae	Sciomyzidae	
DIPTERA	Simuliidae	Simuliidae	
DIPTERA	Stratiomyidae	Stratiomyidae	
DIPTERA	Syrphidae	Syrphidae	
DIPTERA	Tabanidae	Tabanidae	
DIPTERA	Thaumaleidae	Thaumaleidae	
DIPTERA	Tipulidae	Tipulidae	
ODONATA	Aeshnidae	Aeshnidae	B
		<i>Boyeria</i>	
		<i>Brachytron</i>	
		<i>Hemianax</i>	
		<i>Anax</i>	
		<i>Aeshna</i>	
		<i>Anaciaeschna</i>	
ODONATA	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	
ODONATA	Coenagrionidae	Coenagrionidae	
ODONATA	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	
ODONATA	Corduliidae	Corduliidae	B
		<i>Epithea</i>	
		<i>Somatochlora</i>	
		<i>Oxygastra</i>	
		<i>Cordulia</i>	
ODONATA	Gomphidae	Gomphidae	B
		<i>Gomphus</i>	
		<i>Paragomphus</i>	
		<i>Ophiogomphus</i>	
		<i>Onychogomphus</i>	
ODONATA	Lestidae	Lestidae	B
		<i>Lestes</i>	

		<i>Sympecma</i>	
		<i>Chalocolestes</i>	
ODONATA	Libellulidae	Libellulidae	B
		<i>Libellula</i>	
		<i>Orthetrum</i>	
		<i>Brachythemis</i>	
		<i>Sympetrum</i>	
		<i>Leucorrhinia</i>	
		<i>Diplacodes</i>	
		<i>Crocothemis</i>	
ODONATA	Macromiidae	<i>Macromia</i>	
ODONATA	Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	
MEGALOPTERA	Sialidae	<i>Sialis</i>	
PLANNIPENNES	Neurorthidae	<i>Neurorthus</i>	
PLANNIPENNES	Osmylidae	<i>Osmylus</i>	
PLANNIPENNES	Sisyridae	<i>Sisyra</i>	
HYMENOPTERA	Agriotypidae	<i>Agriotypus</i>	
LEPIDOPTERA	Pyralidae	Pyralidae	
CRUSTACEA	Asellidae	Asellidae	
CRUSTACEA	Astacidae	Astacidae	A
		<i>Astacus</i>	
		<i>Austropotamobius</i>	
		<i>Pacifastacus</i>	
CRUSTACEA	Atyidae	<i>Atyaephyra</i>	
CRUSTACEA	Cambaridae	Cambaridae	A
		<i>Procambarus</i>	
		<i>Orconectes</i>	
CRUSTACEA	Corophiidae	<i>Corophium</i>	
CRUSTACEA	Crangonyctidae	<i>Crangonyx</i>	
CRUSTACEA	Gammaridae	Gammaridae	A
		<i>Gammarus</i>	
		<i>Echinogammarus</i>	
		<i>Dikerogammarus</i>	
CRUSTACEA	Grapsidae	<i>Eriocheir</i>	
CRUSTACEA	Niphargidae	<i>Niphargus</i>	
CRUSTACEA	Potamonidae	<i>Potamon</i>	
BIVALVIA	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	
BIVALVIA	Dreissenidae	Dreissenidae	A
		<i>Dreissena</i>	
		<i>Congeria</i>	
BIVALVIA	Margaritiferidae	<i>Margaritifera</i>	
BIVALVIA	Sphaeriidae	Sphaeriidae	A
		<i>Sphaerium</i>	
		<i>Pisidium</i>	
BIVALVIA	Unionidae	Unionidae	B
		<i>Potomida</i>	
		<i>Unio</i>	
		<i>Anodonta</i>	
		<i>Pseudanodonta</i>	
GASTROPODA	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>	
GASTROPODA	Ancylidae	<i>Ancylus</i>	
GASTROPODA	Bithyniidae	<i>Bithynia</i>	
GASTROPODA	Ferrissiidae	<i>Ferrissia</i>	
GASTROPODA	Hydrobiidae	Hydrobiidae	B
		<i>Potamopyrgus</i>	
		<i>Lithoglyphus</i>	
		<i>Bythinella</i>	
		<i>Bythiospeum</i>	

		<i>Belgrandia</i>	
GASTROPODA	Lymnaeidae	Lymnaeidae	B
		<i>Myxas</i>	
		<i>Lymnaea</i>	
		<i>Galba</i>	
		<i>Radix</i>	
		<i>Stagnicola</i>	
GASTROPODA	Neritidae	<i>Theodoxus</i>	
GASTROPODA	Physidae	Physidae	A
		<i>Physa</i>	
		<i>Aplexa</i>	
GASTROPODA	Planorbidae	Planorbidae	
GASTROPODA	Valvatidae	<i>Valvata</i>	
GASTROPODA	Viviparidae	<i>Viviparus</i>	
BRANCHIOBELLELLIDA	Branchiobdellidae	Branchiobdellidae	
HIRUDINEA	Erpobdellidae	Erpobdellidae	
HIRUDINEA	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	
HIRUDINEA	Hirudidae	Hirudidae	
HIRUDINEA	Piscicolidae	Piscicolidae	
TURBELLARIA	Dendrocoelidae	Dendrocoelidae	
TURBELLARIA	Dugesiiidae	Dugesiiidae	
TURBELLARIA	Planariidae	Planariidae	
OLIGOCHAETA		Oligochaeta	Présence
NEMATODA		Nematoda	Présence
GORDIACEA		Gordiaceae	Présence
HYDRACARINA		Hydracarina	Présence
HYDROZOA		Hydrozoa	Présence
PORIFERA		Porifera	Présence
BRYOZOA		Bryozoa	Présence
NEMERTEA		Prostoma	Présence

Annexe IV

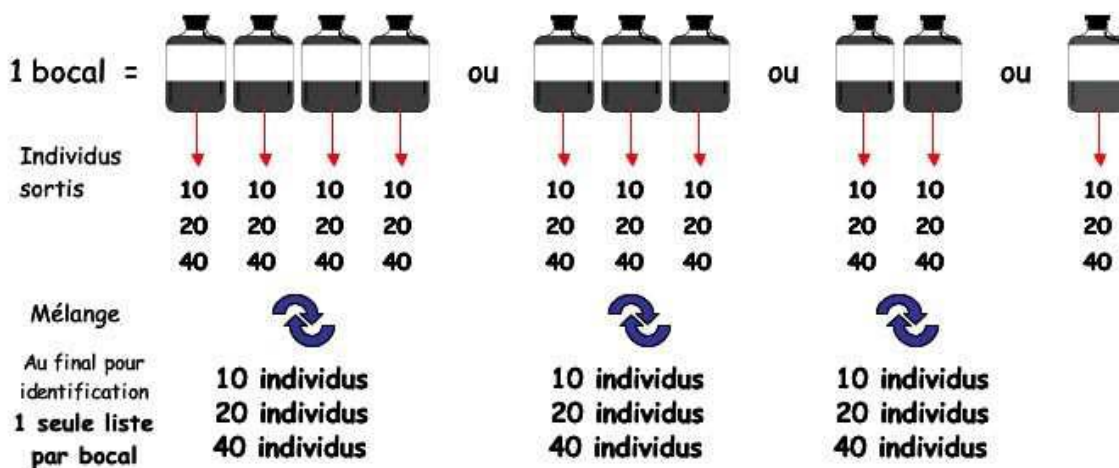
Annexe IV - Quantification et Identification

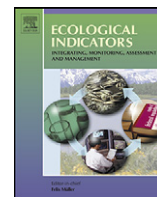
Au final par bocal pour identification sortir :

10 individus pour les taxons à identifier à la famille + familles monogénériques

20 individus pour les taxons à identifier au genre pour une famille peu diversifiée

40 individus pour les taxons à identifier au genre pour une famille très diversifiée





A new macroinvertebrate-based multimetric index (I_2M_2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach

Cédric Pascal Mondy^{a,*}, Bertrand Villeneuve^b, Virginie Archambault^c, Philippe Usseglio-Polatera^a

^a Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie Biodiversité Ecosystèmes (LIEBE), Université Paul Verlaine – METZ, CNRS UMR 7146, Campus Bridoux, Avenue du Général Delestraint, 57070 Metz, France

^b Cemagref de Lyon, UR MALY, Pôle hydroécologie des cours d'eau ONEMA/Cemagref, Lyon Cedex, France

^c Cemagref de Lyon, UR BEA, Lyon Cedex, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 August 2011

Received in revised form

14 December 2011

Accepted 22 December 2011

Keywords:

Macroinvertebrates

WFD

Multimetric index

Pressure–impact relationship

Taxonomic metrics

Bio-ecological traits

ABSTRACT

Following the Water Framework Directive (WFD) requirements, we designed a new multimetric index (I_2M_2) for the invertebrate-based ecological assessment of French wadeable streams. This index should be able to identify impaired reaches for 17 anthropogenic pressure categories potentially leading to water quality alteration or habitat degradation. Based on a national database, we defined an iterative procedure to select taxonomy- and trait-based metrics exhibiting the best trade-off between (i) high discrimination efficiency, (ii) low specificity and (iii) high stability in least impaired conditions. The I_2M_2 , defined as the best combination of such metrics, has been composed by: (i) Shannon diversity index, (ii) original ASPT score, (iii) the relative abundance of polyvoltine taxa, (iv) the relative abundance of ovoviparous taxa and (v) taxonomic richness. The I_2M_2 was tested against an independent data set. It exhibited good and robust pressure–impact relationship for all the pressure categories, correctly identifying in average 82% of reaches impaired by water quality alterations or habitat degradation. The I_2M_2 significantly improved the detection of impaired reaches by at least 17% for nitrogen compounds and up to 35% for organic micropollutants and clogging risk, when compared to the normalized French biotic index (IBGN). The I_2M_2 has been proposed for future use in the national biomonitoring of wadeable reaches in the context of the WFD implementation.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The European Water Framework Directive (European Council, 2000) put for the first time the ecological quality in the very heart of the environmental policies of European member states. It requires that countries evaluate the quality of their water bodies using Biological Quality Elements (BQEs): i.e. fish, invertebrates, diatoms, plants and phytoplankton. Among BQEs, invertebrates have a long history as part of biomonitoring tools (Hellawell, 1986; Rosenberg and Resh, 1993; Bonada et al., 2006), being the most widely used biological group in freshwater bioassessment of human impact (Norris and Thorns, 1999; Hering et al., 2006a).

The WFD requires that bioassessment methods implicitly evaluate the ecological status of water bodies, by comparing BQEs between an observed vs. a reference situation. The reference situation should be representative of near natural conditions. Moreover, this comparison has to take into account the typology of water

bodies and the metrics selected to evaluate the ecological status of water bodies, and has to regard abundance, diversity and pollution sensitivity of taxa (see annex 5 in European Council, 2000).

In France, the IBGN method (Indice Biologique Global Normalisé) has been used at the national scale and normalized since 1992 (revised in 2004, norm NFT 90-350 in AFNOR, 2004) but is no longer satisfying due to severe inconsistencies with WFD, e.g. the IBGN index is not type specific: the same scoring system and quality class boundaries are used for all types of rivers without considering “reference conditions”. Moreover the IBGN sub-metrics [i.e. the faunal indicator group (FIG) and taxonomic richness] did not take into account taxon abundances.

To overcome the technical shortcomings of the French biotic index in the WFD implementation framework, the development of a new biotic index, i.e. the MultiMetric Invertebrate Index (I_2M_2), was decided by the French Ministry of Environment (MEDDTL).

Multimetric indices were first included in biomonitoring approaches with fish communities (Karr, 1981). They have been increasingly used (e.g. Kerans and Karr, 1994; Thorne and Williams, 1997; Buffagni et al., 2004; Böhmer et al., 2004a; Ofenböck et al., 2004; Gabriels et al., 2010) and have become major

* Corresponding author. Tel.: +33 387378431.
E-mail address: mondy@univ-metz.fr (C.P. Mondy).

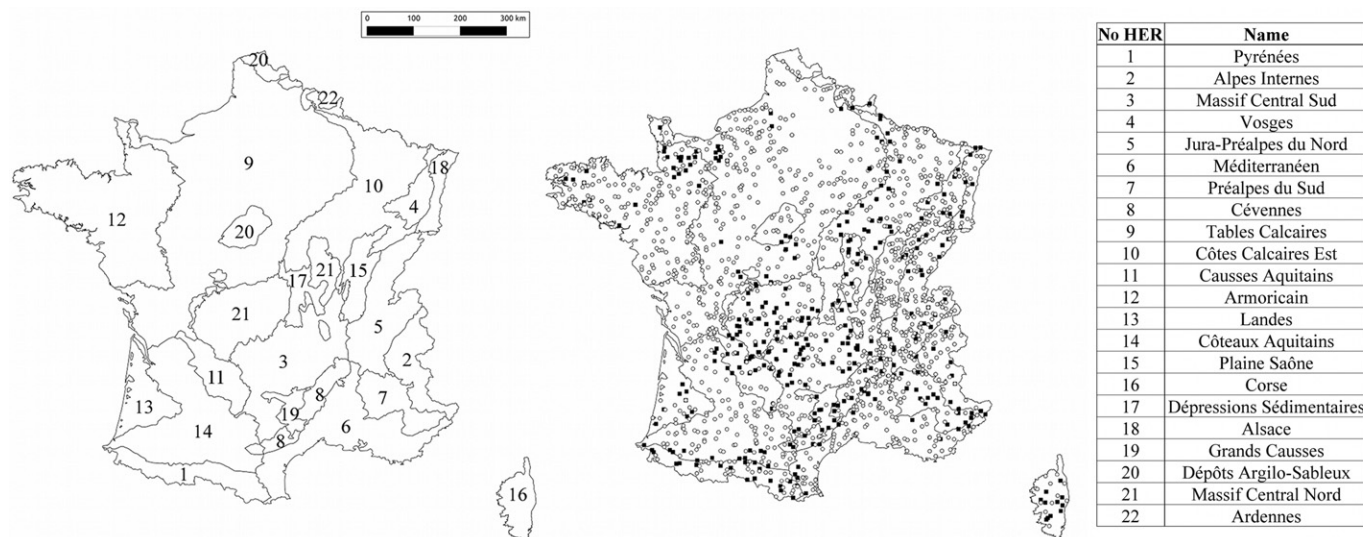


Fig. 1. Map of the French hydroecoregions and location of the sampling sites. Black squares represent least impaired river reaches and open circles impaired river reaches.

tools in macroinvertebrate-based biomonitoring within the European WFD (e.g. Hering et al., 2004a; Lücke and Johnson, 2009). Indeed a multimetric index has the potential to simultaneously and efficiently evaluate the responses of benthic communities to different categories of pressure because its individual metrics could consider different attributes of communities that specifically respond to different categories of pressure (Karr and Chu, 1997). Several authors have searched for individual metrics that significantly respond to toxic contamination (Archambault et al., 2010) or hydromorphological alteration (Lorenz et al., 2004) and have included such metrics in biomonitoring tools. Nevertheless, few works have been done to combine in a single index, metrics able to detect a wide range of anthropogenic pressures at large spatial scale [but see, for example, Ofenböck et al., 2004; Buffagni et al., 2004 (organic contamination + hydromorphological alteration) or Böhmer et al., 2004a (organic contamination + acidification + hydromorphological alteration)].

In this work, we aimed at identifying biological metrics (based on taxonomy or life history traits) that significantly respond to 17 pressure categories potentially leading to water quality or habitat degradation. We selected metrics exhibiting the best trade-off between (i) high mean discrimination efficiency, (ii) low specificity and (iii) high stability in reference conditions. We searched for combinations of those metrics that could be relevant for pressure–impact identification in French wadeable stream-types and selected the best metric combination to build the new multimetric index (I_2M_2). We tested the discrimination efficiency, stability and robustness of this new index on a test data set. In the future intercalibration exercises the new French multimetric index will be compared and intercalibrated to European standards, e.g. with the commonly used European intercalibration multimetric index ICM_{Star} (Buffagni et al., 2006). We already tested the correlation of the I_2M_2 with the ICM_{Star} and compared its discrimination efficiency with those of the ICM_{Star} and the former French biotic index (IBGN).

2. Materials and methods

2.1. Data collection

Fieldwork was performed between 2004 and 2009 by 22 regional environmental agencies on a national network. Selected

reaches were representative of 57 stream types of the French hydroecoregion-based typology (Wasson et al., 2002; MEDD, 2005; Chandris et al., 2006) gathering most of the French wadeable rivers (1305 streams, 1725 reaches and 4132 sampling events; cf. Fig. 1 and Appendix A).

A 'development' data set was formed by randomly selecting 75% of the reaches (1293 reaches, 3112 samples) from the whole data set, while the remainder (i.e. 432 reaches, 1020 samples) was used as a 'test' data set.

Macroinvertebrate communities were sampled in all reaches with a common normalized protocol (Multi-Habitat Sampling, norm XP T 90-333 in AFNOR, 2009). During low flow conditions, twelve sample units per reach were performed on pre-defined mesohabitat types with a normalized Surber net (sampling area 0.05 m², mesh size 500 μm). Four sample units from 'marginal habitats' (i.e. with an individual share of less than 5% coverage) were selected according to their hosting capacity ('B1' group) and eight sample units were taken from 'major habitats' (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their hosting capacity ('B2' group). The last four sample units were proportionally selected according to the relative coverage of major mesohabitats within the sampling reach ('B3' group), taking into account mesohabitats already sampled in group 'B2' (AFNOR, 2009). Sample units from the same group (B1, B2 or B3) were preserved together with formalin (4% final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, counted and identified at the normalized taxonomic level [i.e. genus level except for Oligochaeta, some Diptera (mainly family), Trichoptera Limnephilidae, Coleoptera Dytiscidae and Hydrophilidae (sub family); norm XP T 90-388 in AFNOR, 2010; cf. Appendix B].

2.2. Reach characterization

Water quality characterization of reaches was performed considering a variable number of parameters among 173 parameters distributed in ten chemical pressure categories (cf. Table 1 and Supplementary material S1) for which information was available in the French water quality assessment system (i.e. Water Quality Evaluation System or SEQ-Eau; Oudin and Maupas, 2003). The water quality status of a given reach at the macroinvertebrate sampling date was estimated by averaging chemical measures from this reach during the six months before faunal sampling [i.e. 4.16 (±2.17) measures available, in average, on this period; a

Table 1
Water quality and habitat degradation pressure categories taken into account in this study.

Water quality	Habitat degradation
Organic matter	Transportation facilities
Nitrogen compounds, except nitrates	Riverine vegetation
Nitrates	Urbanization
Phosphorous compounds	Clogging risk
Suspended matter	Hydrological instability
Acidification	Catchment anthropization
Mineral micropollutants	Straightening
Pesticides	
PAH	
Organic micropollutants	

number varying according to the parameter and the reach taken into account].

Land use and hydromorphological characterization was performed considering ten parameters distributed in seven habitat degradation pressure categories (cf. Table 1 and Supplementary material SII). Individual habitat degradation parameters were measured using ESRI's ArcGis 9.2 software (ESRI, 2006). Used geographic data are given in Supplementary material SII.

For each available parameter, pressure level was assessed by comparing the parameter measure with the threshold delimiting 'low' to 'moderate' pressure levels (thresholds are given in Supplementary materials SI and SII). The pressure level allocated to a given reach for a given pressure category was the worst pressure level allocated to this reach by individual parameters from this pressure category.

To define the new WFD-compliant French biomonitoring tool we followed the recommendations of Barbour et al. (1999) for the development of multimetric assessment methods. Barbour decomposed this process in four main steps: (1) stream classification (cf. Wasson et al., 2002), (2) metric identification (cf. Section 2.3), (3) metric normalization (cf. Section 2.3) and (4) index development (cf. Section 2.4). In Fig. 2, the main steps of the applied design were summarized from data collection to the final index and ecological class boundary definition.

2.3. Metric identification and normalization

2.3.1. Metric set

418 biological metrics (see Supplementary material SIII for a detailed list) were calculated considering sample units from (i) all habitats (i.e. 'reach'), (ii) only 'marginal habitats' (i.e. 'B1'), (iii) only major habitats sampled according to hosting capacity (i.e. 'B2') or relative coverage (i.e. 'B3'), (iv) all major habitats (i.e. 'B2 + B3') and (v) all habitats sampled according to hosting capacity (i.e. 'B1 + B2'). Three supplementary metrics corresponding to the French biotic index (IBGN) and its two sub-indices were only calculated at the 'B1 + B2' level (because best corresponding to the combination of habitats sampled when applying the IBGN sampling protocol). Fourteen metrics were also specifically calculated at the 'reach' level including the Flemish MMIF and its six sub-indices, three metrics measuring the taxonomic specificity of 'B1', 'B2' or 'B3' within the reach, one between-group (i.e. B1, B2, B3) beta diversity measure and three alien species-related metrics. Then, the 2525 'metric × calculation level' (=metrics hereafter) were allocated to 199 groups (cf. Supplementary material SIII), each group being composed of metrics bringing the same [but calculated at different levels, i.e. (i), (ii), (iii), (iv) or (v)] or very similar biological or ecological information.

In contrast with Barbour et al. (1999), we normalized metrics before selecting the more convenient ones. Indeed, following the WFD requirements, new biomonitoring tools have to be

expressed in Ecological Quality Ratio (EQR). This ratio is a number between zero and one, with values from 'reference' reaches close to one and values from reaches with 'bad' ecological status close to zero.

2.3.2. 'Least impaired' and 'impaired' river reaches

To define 'reference' conditions, we selected least impaired river reaches (LIRRs, e.g. Statzner et al., 2005; Dolédec and Statzner, 2008) using first, available data on water quality and habitat degradation, then validating reach status evaluation with a reduced set of biological metrics (including IBGN, ASPT, Shannon diversity, relative richness in Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa, relative utilization frequency of 'oligotrophic' and 'oligosaprobic' trait categories in reach communities). If not matching the criteria for integrating the LIRRs, river reaches were considered as impaired (IRRs).

2.3.3. Reference and worst metric values

In a previous work (Mondy and Usseglio-Polatera, 2009) we have already demonstrated that, in LIRRs, the inter-annual variability was negligible when compared to the spatial variability in metric values. As a result, data from all the reach sampling dates were simultaneously analyzed, spatial variability being taken into account through the normalization of metrics (cf. Section 2.3.4).

Depending on pressure category, a given metric could exhibit three major response patterns: (i) not simply and/or significantly responding to the pressure (type I), (ii) significantly decreasing in impaired conditions (i.e. pressure level being at least 'moderate'; type II) or (iii) significantly increasing in impaired conditions (type III).

We identified the response pattern of metrics (i.e. the sense of the deviation from values in LIRRs) by transforming metric values into normalized deviations (SES; cf. (1) and Gotelli and McCabe, 2002). SES normalization allowed us to directly compare metric values obtained from different stream types, at large spatial scale.

$$SES = \frac{Obs_{type} - M_{type}}{sd_{type}} \quad (1)$$

with Obs_{type} the observed value of the metric in a given reach, M_{type} and sd_{type} being respectively the mean and the standard deviation of the metric value distribution in LIRRs from the same stream type.

Then, the discrimination efficiencies (DEs; e.g. Ofenböck et al., 2004) of metrics were calculated. For a given metric and a given pressure category, DE_{SES} corresponds to the proportion of samples pre-assigned to IRRs with (i) smaller values than the first quartile of the LIRR value distribution ($DE_{SES(25)}$, type II) or (ii) higher values than the third quartile of the LIRR value distribution ($DE_{SES(75)}$, type III) (Fig. 3).

Metrics for which neither $DE_{SES(25)}$ nor $DE_{SES(75)}$ were higher than 0.25 (i.e. the distribution of values from IRR assemblages was not different from the distribution of values from LIRR assemblages) corresponded to type I. Metrics for which $DE_{SES(25)}$ was higher than both 0.25 and $DE_{SES(75)}$ or for which $DE_{SES(75)}$ was higher than both 0.25 and $DE_{SES(25)}$ corresponded to type II and III, respectively.

Last, we identified the 'reference' and 'worst' values of each metric. The 'reference' value corresponded to the highest (type I or II) or the lowest (type III) value this metric could take in the LIRRs from a given stream type. The 'worst' metric value corresponded to the lowest (type I or II) or the highest (type III) value a metric could take in the IRRs from the whole data set. The 5th and 95th percentiles of the distribution of values for a given metric, were used as 'reference' or 'true worst' (= 'worst' hereafter) values instead of the highest/lowest values to discard metric values of outliers (Ofenböck et al., 2004).

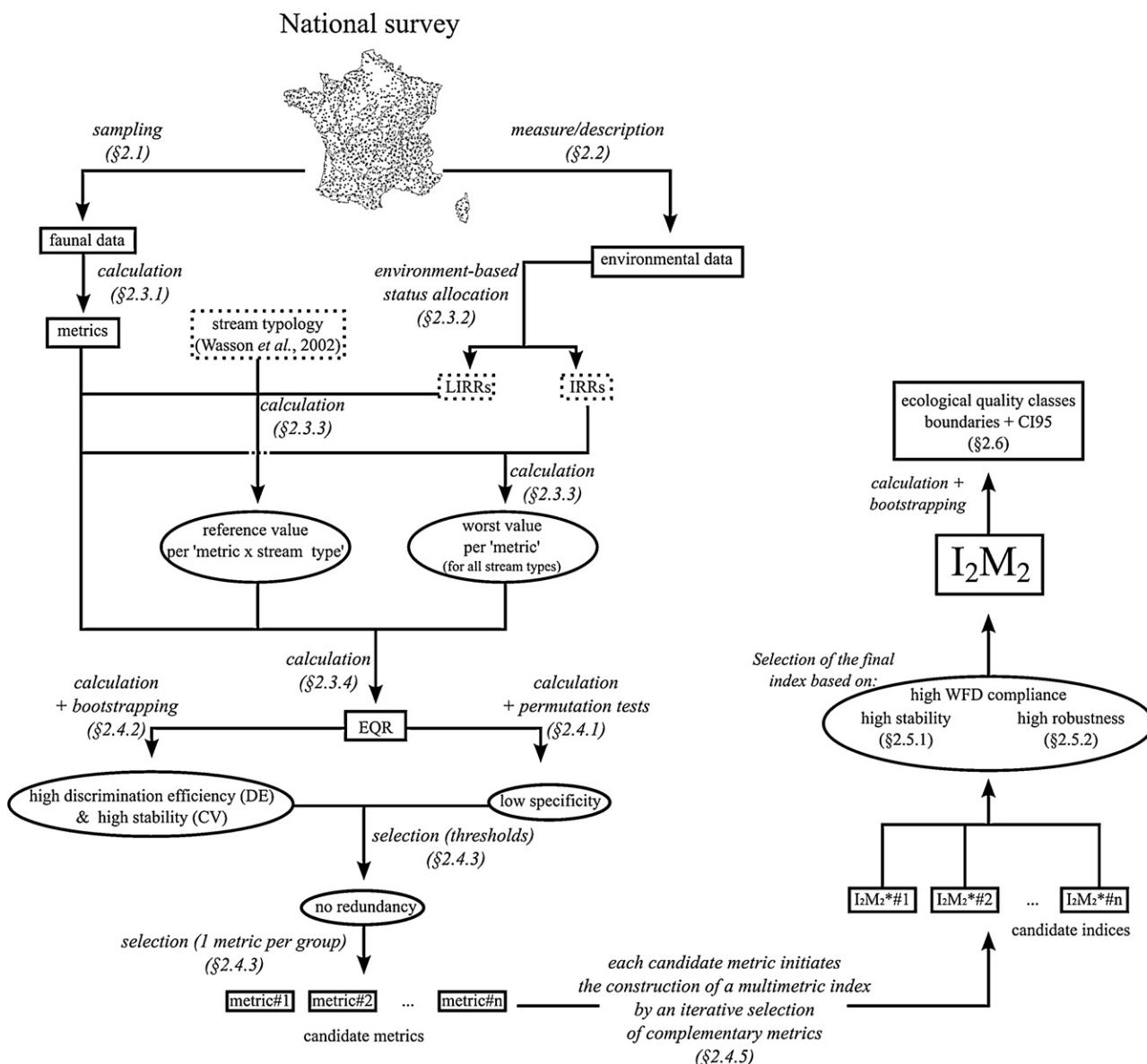


Fig. 2. Flow diagram giving the main steps of the I₂M₂ development strategy. Literature references and sections from this paper precisely describing each step of the index development design were given into brackets.

2.3.4. Metric normalization

Following Hering et al. (2006b), EQR was calculated using Eq. (2) for metrics of types I and II and Eq. (3) for metrics of type III.

$$EQR = \frac{Obs - Lower}{Upper - Lower} \tag{2}$$

$$EQR = 1 - \frac{Obs - Lower}{Upper - Lower} \tag{3}$$

with ‘Obs’ the metric value for a given sample. In Eq. (2), ‘Upper’ and ‘Lower’ correspond to the ‘reference’ and ‘worst’ metric values, respectively; whereas in Eq. (3), ‘Upper’ and ‘Lower’ correspond to the ‘worst’ and ‘reference’ metric values, respectively.

As stipulated in the WFD, EQR values should be bounded between 0 and 1. If observed reaches exhibited metric values out of the ‘reference’–‘worst’ interval for the same stream type, the EQR values were arbitrarily fixed as 1 (if higher quality than the reference value) and 0 (if lower quality than the worst value), respectively. This EQR normalization allowed interpreting metric

values from a given reach, regarding their deviation from reference conditions associated to the corresponding stream type.

2.4. Index development

Candidate metrics were selected taking into account four criteria: (i) low specificity, (ii) high discrimination efficiency (DE), (iii) high stability in LIRRs, and (iv) no redundancy. As the estimation of the three first criteria could depend on the development data set composition, we limited this bias using (i) permutation tests for specificity and (ii) bootstrap sub-sampling for robust estimation of DE and stability.

2.4.1. Specificity

A metric was considered as ‘specific’ if it significantly responded to a low number of pressure categories. We searched for metrics with low specificity, i.e. metrics exhibiting significant difference in the distribution of values in LIRRs vs. IRRs for a high number of

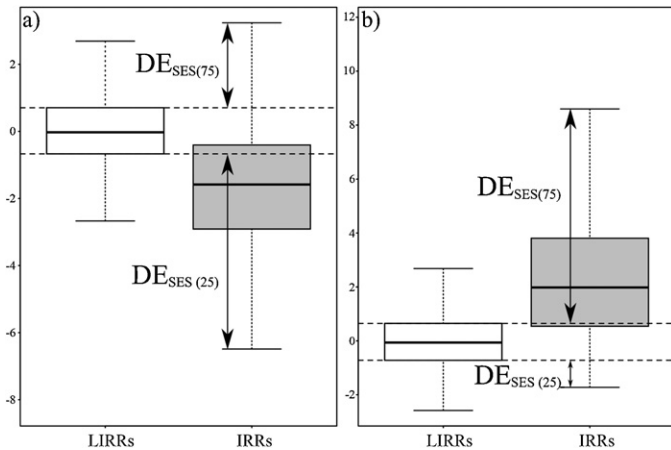


Fig. 3. Discrimination efficiency of normalized metric (DE_{SES}) decreasing (a) or increasing (b) with increasing anthropogenic pressure. Boxplots represent SES value distribution of metrics in least impaired river reaches (LIRRs, white box) and impaired river reaches (IRRs, gray box). The boxes range from the 25th percentile to the 75th percentile. The thick line represents the median and the whiskers extend to extreme values. Black dashed lines represent the 25th and 75th percentiles of SES distributions in LIRRs.

pressure categories. These differences were tested for each pressure category and each metric, with a conditional tree approach (Hothorn et al., 2006), i.e. a dichotomic classification method using Monte Carlo permutation tests ($\alpha = 0.01$, 9999 permutations).

2.4.2. Discrimination efficiency and stability in LIRRs

The DE of a metric for a given pressure category was calculated as the proportion of IRR assemblages with lower EQR values than the first quartile of the LIRR value distribution. The stability of a metric in LIRRs was evaluated using the coefficient of variation (CV) of its EQR value distribution from LIRR assemblages. The calculations of DE and CV were repeated 100 times based on randomly selected sub-samples of 60% of the reach data included in the development data set. A robust estimation of DE and CV for each metric was obtained by averaging the 100 estimations from corresponding sub-sampled data sets.

2.4.3. Selection of candidate metrics

Selected metrics simultaneously exhibited (i) low specificity (significant responses for at least seven from ten 'water quality' and five from seven 'habitat degradation' pressure categories), (ii) high DE (mean robust $DE \geq 0.6$) and (iii) high stability in LIRRs (mean robust $CV \leq 1/3$).

To avoid redundancy, for each of the groups of metrics giving the same biological or ecological information (cf. Section 2.3.1) only the metric with the highest DE was kept for potential inclusion in the multimetric index.

2.4.4. I_2M_2 calculation rationale

For each pressure category, a sub-index was calculated by averaging the EQR of the selected metrics, each EQR being weighted by its DE for this pressure category, as illustrated in Eq. (4) for PAH contamination.

$$i_2m_2^{PAH} = \frac{\sum (DE_m^{PAH} \times EQR_m^{PAH})}{\sum DE_m^{PAH}} \quad (4)$$

with $i_2m_2^{PAH}$: the sub-index for PAH contamination, EQR_m^{PAH} : the EQR value of the metric 'm' for PAH contamination and DE_m^{PAH} : the robust discrimination efficiency of the metric 'm' for PAH contamination.

The final I_2M_2 score was obtained by averaging the seventeen sub-indices ($i_2m_2^{pressure}$).

2.4.5. Construction of potential index metric combinations

Each of the 'n' candidate metrics (cf. Section 2.4.3) initiates the construction of a 'potential' multimetric index ($I_2M_2^*$) by an iterative selection of complementary metrics performed on the development data set. To reduce the potential bias of the development data set composition in metric selection, the iterative process includes bootstrap sub-sampling of the development data set.

1. One of the candidate metric was selected as the first metric.
2. A smaller data set was obtained by sub-sampling 60% of the reaches from the development data set.
3. In this sub-set, the $I_2M_{2(i)}^*$ and $DE_{(i)}$ values for each pressure category were calculated with the pre-selected metric(s) at step i ($i = 1$, for the first iterative process of metric selection).
4. the $I_2M_{2(i+1)}^*$ and $DE_{(i+1)}$ values were calculated (corresponding to each potential metric combination obtained by adding one of the $(n - i)$ candidate metrics to the metric(s) pre-selected at the beginning of the i th iterative step).
5. The relative increase in DE (Δ) for each pressure category (p) when including an additional metric to the $I_2M_2^*$ was calculated (Eq. (5)).

$$\Delta = \sum \left[\frac{DE_{(i+1)}^p - DE_{(i)}^p}{DE_{(i)}^p} \right] \quad (5)$$

with $DE_{(i+1)}^p$ and $DE_{(i)}^p$ the discrimination efficiency of the $I_2M_2^*$ related to pressure category p calculated with the selected metrics after (i) and (i - 1) iterative metric selections.

6. The significance of the increase in DE (considering both water quality and habitat degradation) was statistically tested with unilateral paired Wilcoxon rank sum tests for each additional metric included in the index calculation.
7. The following procedure was applied to select a metric from the set of candidate metrics:
 - (a) if only one candidate metric gave a significant increase in DE, this metric was selected;
 - (b) if more than one candidate metric gave a significant increase in DE, the metric with the highest Δ (Eq. (5)) was selected.
8. Steps 2–7 were repeated one hundred times on randomly selected sub-sets of the development data set and the candidate metric which was more often selected was included in the $I_2M_2^*$ index.
9. Additional metrics were successively included in the $I_2M_2^*$, following steps 2–8 as long as the increase in DE, calculated on the development data set, was statistically significant ($\alpha < 0.05$).
10. Steps 1–9 were repeated using as first metric, each metric from the candidate metric pool.

2.5. Final selection of the I_2M_2 metric composition

The n $I_2M_2^*$ metric combinations were compared considering their (i) mean DE (the highest is the best), (ii) stability (i.e. no significant differences of index scores in LIRRs between the development and the test data sets), (iii) robustness (i.e. no significant differences in DE between the development and the test data sets) and (iv) compliance with WFD requirements.

2.5.1. Stability of $I_2M_2^*$ values in least impaired conditions

The Kolmogorov–Smirnov test was used to search for significant difference in the distributions of $I_2M_2^*$ values from LIRRs between the test and the development data sets.

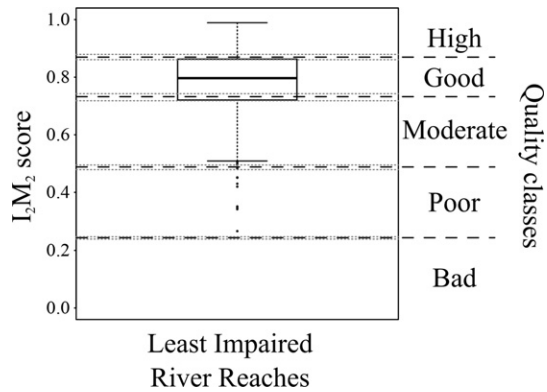


Fig. 4. Ecological quality class boundaries (black dashed lines) and their respective 95% confidence interval (gray dotted lines). The boxplot represents the I_2M_2 score distribution in least impaired river reaches, ranging from the 25th to the 75th percentile of the distribution. The thick line represents the median. The whiskers extend to the extreme data points but no more than 1.5 times the interquartile range from this box. Black dots represent outliers.

2.5.2. Robustness of I_2M_2 discrimination efficiency

The DEs respectively obtained with the development and the test data sets were compared with a bilateral paired Wilcoxon rank sum test.

2.6. Ecological quality class boundaries

As recommended by the WFD, we defined ecological quality class boundaries (i.e. delimiting 'high', 'good', 'moderate', 'poor' and 'bad' classes). Class boundary identification was based on the distribution of the I_2M_2 scores from the LIRRs of the development data set. To limit the influence of the development data set composition on the distribution of I_2M_2 values, a bootstrap sub-sampling approach was used. For each of the one hundred sub-sets (corresponding to 60% of the reaches from the development data set), the 75th and 25th percentiles of the I_2M_2 distribution in LIRRs were calculated. These values were considered as the 'high–good' and the 'good–moderate' boundaries, respectively. For defining the 'moderate–poor' and the 'poor–bad' boundaries, we divided the I_2M_2 scoring range between the minimal value (0) and the 'good–moderate' boundary in three equal classes. The robust estimate of each class boundary was calculated as the median of the one hundred estimates, and the corresponding 95% confidence interval was calculated (Fig. 4).

2.7. Comparison of the I_2M_2 with other indices

2.7.1. Correlation with ICM_{Star}

The ICM_{Star} was calculated following Eq. (6):

$$ICM_{Star} = 0.167 \times S_{fam} + 0.083 \times EPT_{fam} + 0.083 \times H'_{fam} + 0.334 \times ASPT + 0.067 \times (1 - GOLD) + 0.266 \times \log_{10}(\text{sel.EPTD} + 1) \quad (6)$$

with S_{fam} and EPT_{fam} being respectively the total number of families and the number of families within the EPT orders, H'_{fam} : the Shannon diversity index calculated at the family level, GOLD: the relative abundance of Gastropoda, Oligochaeta and Diptera and $\log_{10}(\text{sel.EPTD} + 1)$: the log-transformed sum of Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae and Nemouridae abundances. All these metrics were expressed in EQR (cf. Section 2.3.4) before their aggregation.

We tested if the I_2M_2 was correlated with the ICM_{Star} with a Pearson correlation test.

2.7.2. Comparison of the I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN discrimination efficiency

Similarly to I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN DEs were calculated for each of the 17 investigated pressure categories as the proportion of IRRs providing scores lower than the first quartile of the score distribution in LIRRs. We tested the null hypothesis asserting there was no difference in DE between methods (i.e. I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN) with a Friedman rank sum test for unreplicated blocked data. This test was followed by a multiple comparison test (Siegel and Castellan, 1988) to localize the potential significant differences between the three methods.

All metric calculations and statistical procedures were performed with R software (R Development Core Team, 2009), using packages 'party' (Hothorn et al., 2006) for conditional trees and 'pgrimess' (Giraudoux, 2011) for multiple comparison test after Friedman test.

3. Results

3.1. Index development

3.1.1. Specificity of metrics

Among 2525 tested metrics, 475 metrics significantly responded at least to 7 of the 10 water quality pressure types and 5 of the 7 habitat degradation pressure types.

3.1.2. Discrimination efficiency of metrics

The mean discrimination efficiency of individual metrics ranged from 0.0000 for the relative abundance/richness of several rare groups (taxa, trait categories or bio-ecological groups) to 0.7603 for the richness of the reach EPT taxa identified following the recommendations of Gabriels et al. (2010). Three hundred and ninety three metrics exhibited mean DE greater than 0.6.

3.1.3. Stability of metrics in LIRRs

In LIRRs, the mean CV ranged from 0.099 ("Belgium Biotic Index" calculated from reach faunal assemblages) to 3.132 (relative abundance of Planipennia in marginal habitat assemblages). Eight hundred and seventy two metrics exhibited rather low variability ($CV < 1/3$).

3.1.4. Candidate metrics

One hundred and eighty-six metrics fulfilled all the selection criteria. These metrics belonged to thirty groups gathering metrics giving similar bio-ecological information. As a result, the final set of candidate metrics (Table 2) was composed of thirty metrics, each selected metric exhibiting the highest mean DE of its group.

3.1.5. Final selection of I_2M_2 metrics

The iterative metric selection process provided thirty indices composed of two to eight metrics. Their mean DE on the whole data set ranged between 0.8107 and 0.8442 (cf. Table 3). The stability of indices in LIRRs was estimated with the Kolmogorov–Smirnov p -value and ranged from 0.0006 to 0.2479. Robustness was evaluated with the Wilcoxon p -value, and ranged from 0.0348 to 1.000.

Five of the 30 metric combinations (i.e. combinations #1, #2, #9, #25 and #30 in Table 3) displayed no significant ($\alpha > 0.10$) stability or robustness differences between the development and the test data sets. Among these five metric combinations, only combination #2 fulfilled all the WFD requirements. As a result, the new multimetric index (I_2M_2) was finally composed of five metrics (Table 4): (i) Shannon diversity index, (ii) original ASPT score

Table 2
Metric candidate to inclusion in the I₂M₂. The (i) full label, (ii) code, (iii and iv) numbers of pressure categories (water quality and habitat degradation) with significant response, (v) mean discrimination efficiency (DE) and (vi) mean coefficient of variation in least impaired river reaches (LIRRs) are given. S = taxonomic richness.

Candidate metrics [calculation level]	Code	No. of pressure categories with significant responses		Mean DE	Mean CV
		Water quality	Habitat degradation		
TAX (number of taxa ^a) [B1 + B2 + B3]	C1	8	7	0.6560	0.2861
Shannon diversity index [B2 + B3]	C2	9	7	0.6395	0.2741
Crustacea (%S) [B2 + B3]	C3	7	6	0.6379	0.2335
EPT (number of taxa ^a) [B1 + B2 + B3]	C4	8	6	0.7603	0.2353
Log 10(sel.EPTD + 1) [B1 + B2 + B3]	C5	8	6	0.6830	0.1992
Revised BMWP [B1 + B2]	C6	8	7	0.7303	0.2582
Original ASPT [B2 + B3]	C7	9	6	0.7479	0.1641
BBI [B1 + B2 + B3]	C8	7	6	0.6173	0.0995
IBGN [B1 + B2]	C9	8	6	0.6440	0.1777
Adult, aquatic stage (%) [B1 + B2 + B3]	C10	7	5	0.6458	0.2457
Aerial, active dispersion (%) [B2]	C11	8	6	0.6882	0.1912
Crawler (%) [B1 + B2 + B3]	C12	8	6	0.6108	0.2495
Microphytes as 'substrate' (%) [B1]	C13	7	6	0.6260	0.2528
Ovoviviparity – trait 'reproduction technique' (%) [B3]	C14	7	5	0.6749	0.2160
Polyvoltinism – trait 'number of cycles per year' (%) [B2 + B3]	C15	7	6	0.7300	0.2261
Oligotrophic – trait 'trophic status' (%) [B1 + B2 + B3]	C16	7	6	0.6368	0.2476
α-mesosaprobic – trait 'saprobitiy' (%) [B2]	C17	7	6	0.6742	0.2244
Brackish water preferendum (%) [B1 + B2]	C18	7	6	0.7018	0.2139
Temporary water preferendum (%) [B2 + B3]	C19	8	7	0.6326	0.2469
Biological group b (%S) [B3]	C20	7	5	0.6557	0.2152
Biological group f (%S) [B1 + B2]	C21	7	6	0.6517	0.2619
Ecological group B (%S) [B1]	C22	8	6	0.6204	0.2886
Bio-ecological group γ2 (%S) [B1 + B2 + B3]	C23	7	6	0.6292	0.2008
SPEARmetallic [B1 + B2 + B3]	C24	7	7	0.6336	0.1324
SPEARpesticide I (number of taxa) [B1 + B2]	C25	8	6	0.6967	0.2996
Redundancy (dispersal) [B1 + B2]	C26	7	7	0.6723	0.2420
Specialization (maximal potential size) [B3]	C27	8	7	0.6273	0.2208
Specialization (salinity preferendum) [B1 + B2 + B3]	C28	7	6	0.6917	0.1833
Specialization (transversal distribution) [B1 + B2]	C29	7	6	0.6779	0.2870
Specialization (trophic status preferendum) [B1 + B2]	C30	9	6	0.6345	0.3106

%S: relative richness.

^a Metrics integrated in the Flemish MMIF (Gabriels et al., 2010).

Table 3
Metric composition, discrimination efficiency (DE), stability and robustness of the 30 tested metric combinations. See Table 2 for full labels of metrics.

Combination	Metric								Mean DE	Stability	Robustness
	1	2	3	4	5	6	7	8			
#1	C1	C17	C8						0.8201	0.2057	0.7467
#2	C2	C7	C15	C14	C1				0.8243	0.1617	0.4874
#3	C3	C6	C18						0.8319	0.0855	0.4586
#4	C4	C15	C14	C8					0.8317	0.0246	0.9265
#5	C5	C15	C4						0.8191	0.0542	0.8536
#6	C6	C18							0.8212	0.0846	0.5477
#7	C7	C6	C20	C17					0.8442	0.0213	0.2842
#8	C8	C6	C17	C15					0.8373	0.0069	0.8536
#9	C9	C18	C7						0.8231	0.1145	0.2842
#10	C10	C6	C15	C18	C8				0.8232	0.0300	1.0000
#11	C11	C6	C20	C8	C15				0.8274	0.0374	0.2435
#12	C12	C6	C14	C15	C7	C27	C8		0.8398	0.0179	0.5477
#13	C13	C6	C15						0.8190	0.0359	0.7819
#14	C14	C6	C28						0.8247	0.0120	0.2842
#15	C15	C6	C4	C17	C14	C19	C3	C8	0.8427	0.0176	0.7467
#16	C16	C6	C20						0.8309	0.0478	1.0000
#17	C17	C6	C15	C8					0.8385	0.0069	0.7119
#18	C18	C6							0.8195	0.0846	0.6112
#19	C19	C4	C15	C7	C14				0.8247	0.0259	0.5477
#20	C20	C6	C4	C11	C23				0.8337	0.0189	0.7467
#21	C21	C6	C15						0.8111	0.0362	0.2435
#22	C22	C6	C20	C7	C15				0.8435	0.0006	0.0448
#23	C23	C6	C15	C11	C8				0.8237	0.0304	0.4038
#24	C24	C4	C15	C27	C8	C14	C6		0.8344	0.0190	0.8900
#25	C25	C18	C20						0.8107	0.2051	0.4586
#26	C26	C9	C8	C15					0.8156	0.0073	0.0348
#27	C27	C15	C4						0.8196	0.0388	0.5791
#28	C28	C6	C14	C8					0.8273	0.0095	0.5477
#29	C29	C6	C20	C8					0.8283	0.0509	0.4307
#30	C30	C6	C20	C8					0.8202	0.2479	0.4038

Table 4
Response patterns and discrimination efficiency of the I_2M_2 individual metrics, I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN. See Section 3.1.5 for a full description of I_2M_2 metrics.

	Shannon (B2 + B3)	Original ASPT (B2 + B3)	Polyvoltinism (B2 + B3)	Ovoviviparity (B3)	TAX (B1 + B2 + B3)	I_2M_2	ICM_{Star}	IBGN
Response pattern	–	–	+	+	–	–	–	–
Organic matter	0.6743	0.7736	0.7658	0.7580	0.6718	0.8345	0.7931	0.6690
Nitrogen compounds (except nitrates)	0.7493	0.8542	0.7983	0.7246	0.7512	0.8641	0.8252	0.7379
Nitrates	0.5994	0.7829	0.7430	0.7562	0.6218	0.8276	0.7658	0.6087
Phosphorous compounds	0.6952	0.8557	0.8261	0.7886	0.7061	0.8900	0.8272	0.7225
Suspended matter	0.6691	0.7432	0.8106	0.6806	0.7681	0.8864	0.8011	0.6989
Acidification	0.5229	0.5372	0.6191	0.4924	0.5645	0.7018	0.5965	0.5789
Mineral micropollutants	0.6105	0.7027	0.6494	0.5928	0.6108	0.7577	0.7357	0.5977
Pesticides	0.6911	0.8838	0.8120	0.7309	0.6903	0.9155	0.8592	0.7711
PAH	0.6757	0.7922	0.7869	0.7020	0.7014	0.8864	0.8288	0.7024
Other organic micropollutants	0.5592	0.7608	0.6918	0.6733	0.5844	0.7867	0.7243	0.5826
Transportation facilities	0.6288	0.6513	0.6910	0.5722	0.6718	0.7853	0.7435	0.6675
Riverine vegetation	0.6004	0.6972	0.6600	0.6233	0.6006	0.7547	0.7120	0.5829
Urbanization	0.7109	0.8047	0.7709	0.7094	0.7065	0.8703	0.8388	0.7015
Clogging risk	0.6380	0.8080	0.7747	0.7662	0.6345	0.8618	0.7985	0.6363
Hydrological instability	0.6233	0.6510	0.6579	0.6230	0.6384	0.7609	0.7040	0.6025
Catchment anthropization	0.6257	0.7644	0.7289	0.6897	0.6288	0.8186	0.7748	0.6277
Straightening	0.5984	0.6515	0.6230	0.5901	0.6006	0.7321	0.6917	0.5736

and (iii) the relative abundance of polyvoltine species in the assemblage, all of them calculated at the major habitat scale (i.e. B2 + B3), (iv) the relative abundance of ovoviviparous species calculated at the B3 level and (v) a measure of taxonomic richness ('TAX') calculated at the reach level following taxonomic identification levels recommended by Gabriels et al. (2010). These five metrics had homogeneous response patterns for all the pressure categories, three were decreasing [i.e. (i), (ii) and (v); type II] and two were increasing [i.e. (iii) and (iv); type III] with increasing pressure gradient. Reference values for each combination of 'metric × stream type' are given in Appendix C.

3.2. Ecological quality class boundaries

The calculated values of the 'high–good', 'good–moderate', 'moderate–poor' and 'poor–bad' boundaries were: 0.8696 ($CI_{95} = [0.8603; 0.8796]$), 0.7327 ($CI_{95} = [0.7195; 0.7411]$), 0.4885 ($CI_{95} = [0.4797; 0.4941]$) and 0.2442 ($CI_{95} = [0.2398; 0.2470]$), respectively.

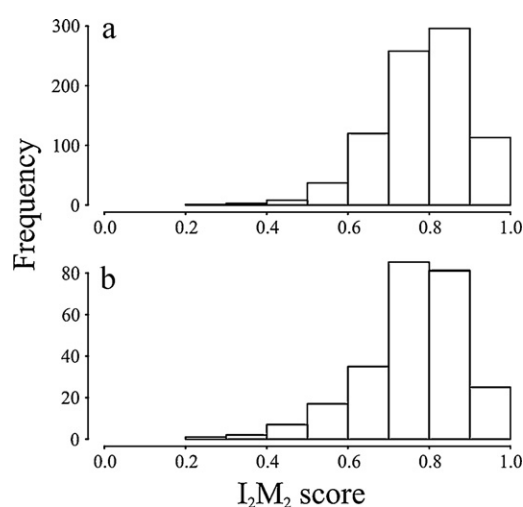


Fig. 5. Histograms of I_2M_2 score frequency distribution in the development (a) and in the test (b) data sets.

3.3. Test of the I_2M_2

3.3.1. I_2M_2 values in least impaired conditions

The distribution of I_2M_2 scores from LIRR assemblages in the development and the test data sets exhibited no significant difference (Kolmogorov–Smirnov test: $D = 0.0805$, $p = 0.1617$; Fig. 5).

3.3.2. Discrimination efficiency

The difference in I_2M_2 discrimination efficiency between the development and the test data sets was not significant (bilateral paired Wilcoxon signed rank test: $W = 61$, $p = 0.4874$; Figs. 6 and 7).

3.4. Correlation of the I_2M_2 with the European intercalibration ICM_{Star} index

The I_2M_2 was strongly and significantly correlated with the ICM_{Star} (Pearson's product moment correlation = 0.9095, p -value $< 2.2 \times 10^{-16}$).

3.5. Comparison of the I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN discrimination efficiency

The three indices exhibited significant differences in discrimination efficiency (Friedman rank sum test: $\chi^2 = 34$, d.f. = 2, p -value = 4.14×10^{-8} ; Table 4); the I_2M_2 (mean DE = 0.820 ± 0.064) better performing than the ICM_{Star} (mean DE = 0.766 ± 0.067) and the IBGN (mean DE = 0.651 ± 0.063 ; cf. Fig. 8; multiple comparison test after Friedman test, $\alpha = 0.05$).

4. Discussion

4.1. Typology specificity

The Water Framework Directive has focused on the need to take into account the specific characteristics of streams from different regions and natural contexts. Many countries using the AQEM approach have defined stream type-specific multimetric indices considering only a low number of stream types: e.g. four in Austria (Ofenböck et al., 2004), three in Portugal (Pinto et al., 2004) and Greece (Skoulidakis et al., 2004) or two in Netherlands (Vlek et al., 2004). Even if 24 stream types have been defined in Germany, type-specific indices have been developed only for five of them (Lorenz et al., 2004).

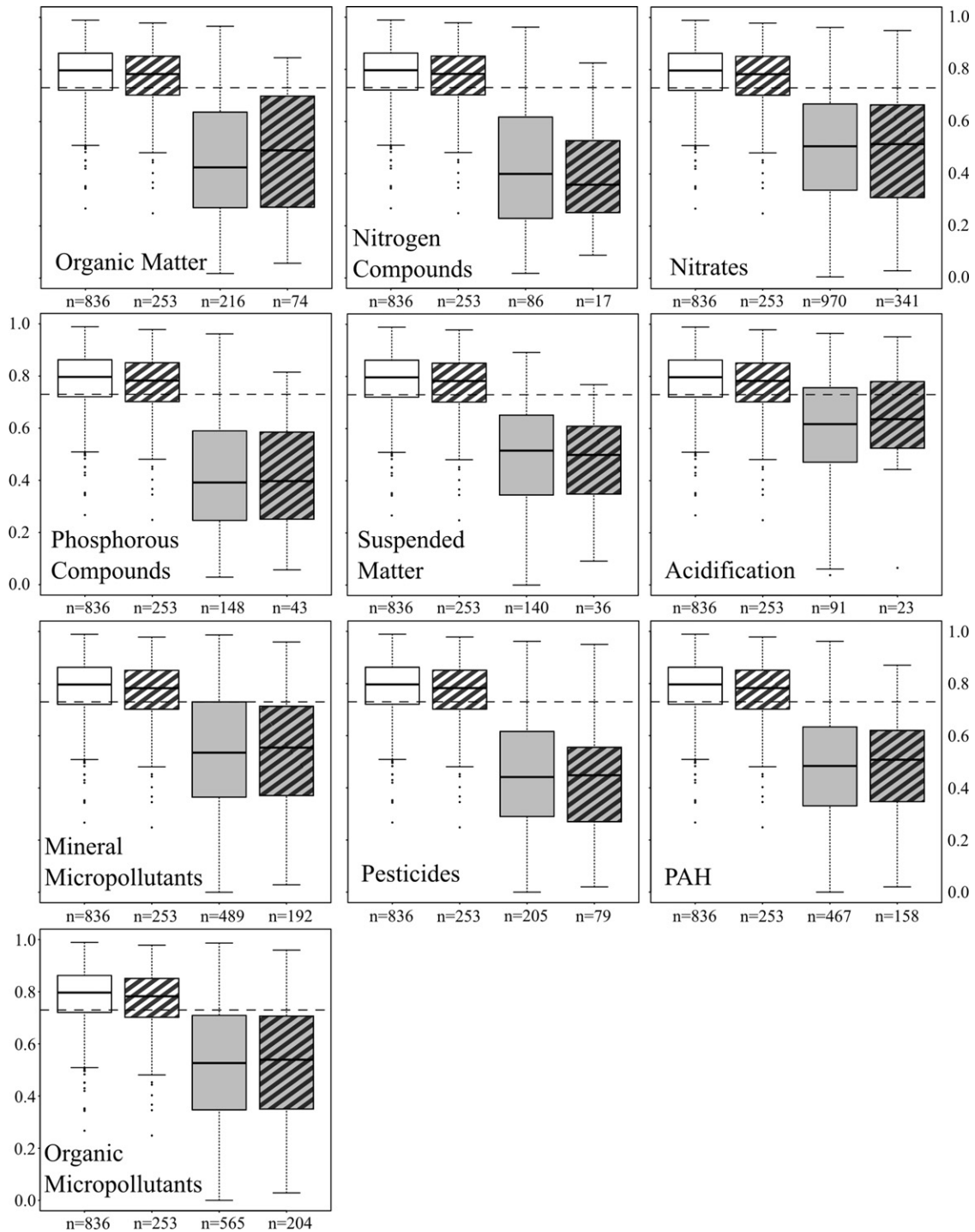


Fig. 6. I_2M_2 score distributions in least impaired river reaches (white boxes) and impaired river reaches (gray boxes) for 10 different water quality pressure categories. Solid boxes represent the I_2M_2 score distribution in the development data set whereas stripped boxes represent the I_2M_2 score distribution in the test data set. Black dashed lines represent the 'low-moderate' pressure level boundary. 'n' represents the number of faunal samples considered in each group. For further details, see legend of Fig. 4.

This strategy seemed quite unsuitable for French streams because of their high environmental diversity (125 stream types have been defined by Chandresris et al., 2006). A not type-specific approach was necessary, as already developed in Germany (Böhmer et al., 2004b; Hering et al., 2004b) or Flemish Belgium (Gabriels et al., 2010). Even after stream typology simplification (57 stream types), defining one specific index per stream type would be highly difficult due to the low number of available data on reference or least impaired river reaches for several stream types

(cf. Appendix A). Moreover, large scale (i.e. between-stream types) comparisons of index values would be difficult due to the potential differences in metric composition of stream type-specific indices.

As a result, we preferred to evaluate the ecological status of rivers using a single common set of metrics for all the stream types, taking into account stream type characteristics when normalizing metrics into Ecological Quality Ratios (EQRs).

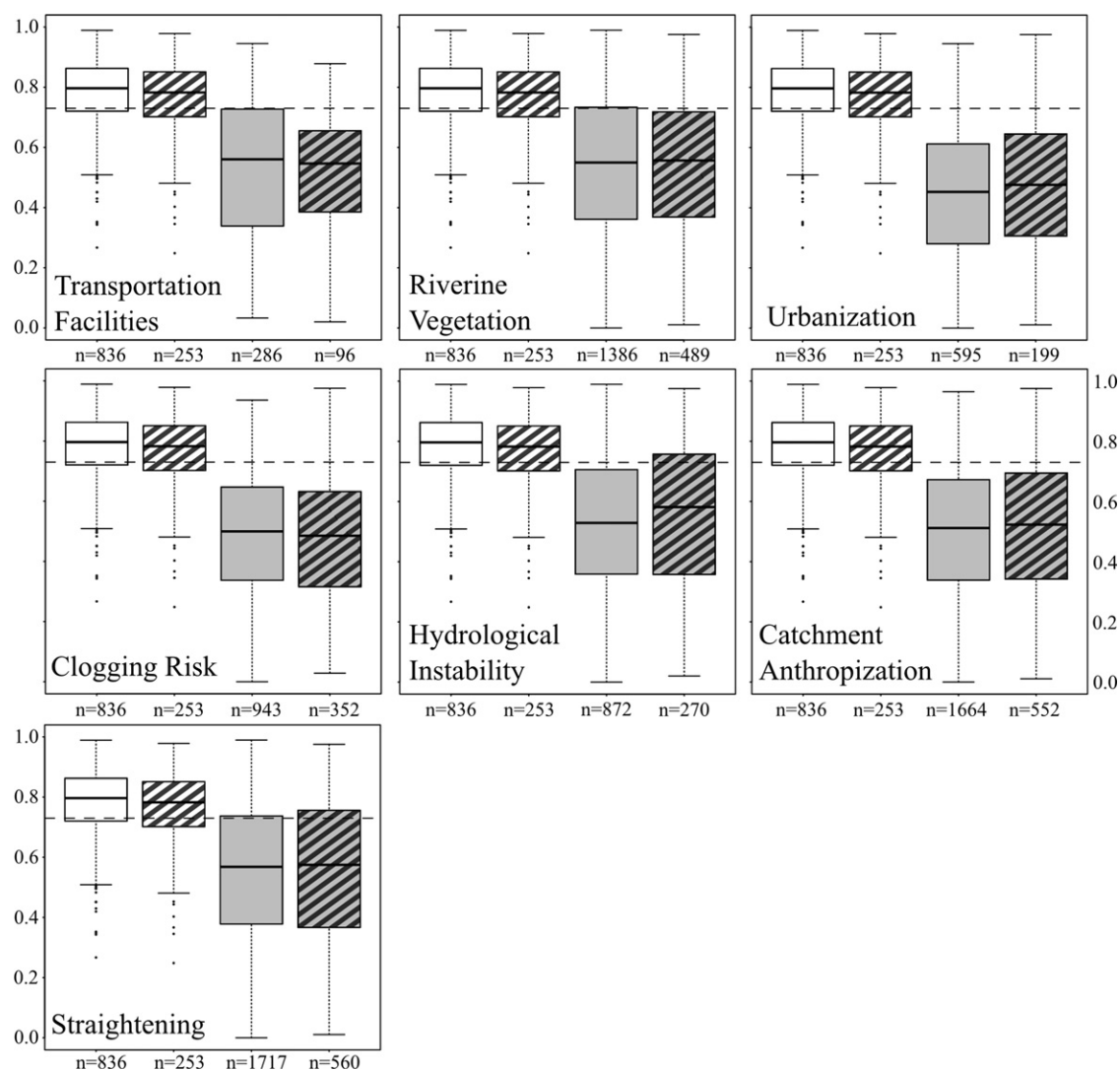


Fig. 7. I_2M_2 score distributions in least impaired river reaches (white boxes) and impaired river reaches (gray boxes) for 7 different habitat degradation pressure categories. For further details, see legends of Figs. 4 and 6.

4.2. Pressure specificity

In their cook book, Hering et al. (2006b) suggested to develop either generalist or pressure-specific multimetric indices. In contrast with several European countries (Böhmer et al., 2004a; Ofenböck et al., 2004; Sandin et al., 2004), we aimed at building a generalist index, usable for a wide spectrum of environmental conditions (not only for a unique combination of 'bioregion × stressor type'; e.g. Ofenböck et al., 2004), by selecting metrics which discriminate anthropogenic pressure from natural variability for a large number of stream types and pressure categories. This choice resulted from several considerations:

1. Pressure-specific index development needs the selection of sampling sites to ensure that: "environmental stressor gradient[s] is [are] ideally represented by a set of sites of one freshwater ecosystem type covering the whole range [...] of the environmental stressor that is to be targeted by the Multimetric System" (Hering et al., 2006b). The French survey network was not designed to fulfill this requirement. Indeed, in the two main French National survey networks, reaches were selected to be either least impaired

(i.e. Reference Reach National survey) or simply representative of the mean quality of the water body they belonged to (i.e. RCS National survey).

2. The search for pressure category specific metrics, would require that reaches included in the development data set be individually impaired by one or a low number of pressure categories. As a result, complex pressure combinations, which often impair river reaches, would not – or not optimally – be taken into account in the development of pressure-specific indices. As an illustration, the 1725 river reaches included in our database were significantly impaired, in average, by 4.23 (± 2.29) of the 17 pre-defined pressure categories (see also Comte et al., 2010). A generalist index seemed to be much more suitable for identifying multiple pressure scenarii.
3. The concentration of many toxicants still remains very difficult (at low level) and expensive to quantify in water and/or sediment, making them scarcely included in routine survey networks (Kolpin et al., 2002). As an example, mineral micropollutants and PAH were respectively measured for only 39.23% and 35.70% of the samples in the used database. We hypothesized that, if selected biological metrics significantly respond to

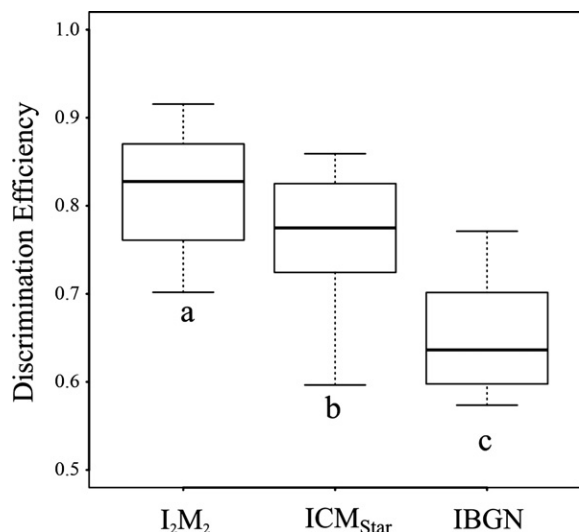


Fig. 8. Distribution of the 17 DEs of I_2M_2 , ICM_{Star} and IBGN. The boxes range from the 25th to the 75th percentile. The median is represented by the black thick line. The whiskers extend to the extreme data points. Different letters indicate significant differences in DE (multiple comparison test after Friedman test, Siegel and Castellan, 1988).

a high number of different pressure categories, the multimetric index would have higher chance to identify not targeted (or unexpected) pressure categories.

4. Metrics and indices considered as pressure-specific were, in fact, not so specific. For example, Lorenz et al. (2004) demonstrated that the German Fauna Index, based on taxonomic metrics, designed to specifically identify hydromorphological alterations, significantly responded also to organic contamination. SPEAR indices were developed to identify the biological impact of some specific categories of toxic pollutants: e.g. pesticides (Liess and von der Ohe, 2005), metals (von der Ohe and Liess, 2004), organic micro-pollutants (Beketov and Liess, 2008). Even if they were designed to respond to specific toxic pressure, these indices significantly responded to a more diverse combination of pressure categories, i.e. in average 6.6 ± 1.4 of the 10 predefined water quality pressure categories and 5.3 ± 0.8 of the 7 pre-defined habitat degradation risks, based on our whole database.
5. Last, we found that metric DEs (for the different pressure categories) were strongly correlated (Pearson's coefficient $r = 0.92 \pm 0.04$). In other words, metrics tended to have similar DE for the different pressure categories. As a consequence, it seemed extremely difficult to identify 'truly specific' metrics able to efficiently discriminate only one or a small group of pressure categories.

4.3. Selected metrics

The final I_2M_2 was composed of only five metrics. Three of them are taxonomic metrics that have been widely used in biotic indices: (i) the Shannon's diversity index (Shannon, 1948) included in several European multimetric indices, e.g. in Germany (Böhmer et al., 2004a) or in Belgium (Gabriels et al., 2010); (ii) the "Average Score Per Taxon" (ASPT, Armitage et al., 1983) already involved – sometimes with regional adaptations – in several European multimetric indices developed in the AQEM context, e.g. in Italy (Buffagni et al., 2004), Czech Republic (Brabec et al., 2004), southern Sweden (Dahl and Johnson, 2004) or Portugal (Pinto et al., 2004); and (iii) taxonomic richness, considered as the simplest measure of diversity (Stirling and Wilsey, 2001; Mendes et al., 2008). This metric has been already taken into account in several biotic indices, e.g.

the IBGN (France, AFNOR, 2004) and the BBI (Belgium, Pauw and Vanhooren, 1983) and has been included in several multimetric indices (e.g. Royer et al., 2001; Ofenböck et al., 2004; Vlek et al., 2004; Gabriels et al., 2010).

The two last metrics were biological traits, i.e. fuzzy-coded variables (Chevenet et al., 1994) describing various biological attributes of species (Resh et al., 1994; Usseglio-Polatera et al., 2000; Statzner and Bêche, 2010). During the twenty last years, these traits have been increasingly used, first to elucidate the filtering role of habitat on species attributes at various spatial scales (e.g. Townsend and Hildrew, 1994; Townsend et al., 1997; Poff, 1997), then to study the additional filtering role of human activities on biological traits of stream assemblages in a biomonitoring perspective (e.g. Dolédec et al., 1999; Charvet et al., 2000; Usseglio-Polatera and Beisel, 2002; Gayraud et al., 2003; Liess and von der Ohe, 2005; Dolédec and Statzner, 2008; Townsend et al., 2008; Archaimbault et al., 2010; Statzner and Bêche, 2010), but were still rarely included in the composition of multimetric indices. Two trait categories regarding reproduction have been included in the I_2M_2 : (iv) 'polyvoltinism' and (v) 'ovoviviparity'. Polyvoltinism – supposed to ensure a higher resilience capacity – is a reproductive strategy expected to occur with higher frequency in unstable conditions compared to a 'reference' situation (Townsend and Hildrew, 1994), whereas 'ovoviviparity' as parental care strategy, would prevent high mortality at egg stage in harsh environmental conditions. An increase in polyvoltine and/or ovoviviparous species frequency in benthic assemblages has been already observed with different pressure categories (e.g. Usseglio-Polatera and Beisel, 2002; Archaimbault, 2003; Piscart et al., 2006; Dolédec and Statzner, 2008).

4.4. Ecological quality class boundaries

Because using LIRRs instead of 'true references', we have not divided the 0–1 range of EQR values in five classes of equal range (e.g. Böhmer et al., 2004a; Gabriels et al., 2010) or used the 25th percentile of the reference value distribution as the 'high–good' boundary before defining the other class boundaries with equal bands (e.g. Munné and Prat, 2009; Poquet et al., 2009). We assigned the 75th and the 25th percentiles of the I_2M_2 scores in LIRRs to the 'high–good' and 'good–moderate' boundaries respectively; equal bands only defining the three other quality classes. Moreover, in the establishment of between-class boundary, we used a bootstrap sub-sampling method that provided (i) a robust estimate of boundary and (ii) the 95% confidence interval associated with each class boundary (Fig. 4), in agreement with the uncertainty measure around class boundaries required by the WFD (European Commission, 2003).

4.5. I_2M_2 efficiency

Testing the I_2M_2 with an independent data set has demonstrated its stability in LIRRs and its robustness regarding discrimination efficiency. The I_2M_2 could also be considered as a highly sensitive index, since there is nearly no overlap between LIRR and IRR inter-quartiles of index score distribution (Royer et al., 2001). In average more than 81% of the reaches pre-classified as 'impaired' on environmental criteria were also considered as 'impaired' by the I_2M_2 . This high efficiency of detecting a large panel of pressures (even at moderate level) allows considering the I_2M_2 as a robust and efficient biomonitoring tool (Sandin and Johnson, 2000). Compared to the IBGN, the I_2M_2 significantly improved the detection of impaired reaches by at least 17% for nitrogen compounds and up to 35% for organic micropollutants and clogging risk.

A reasonable proxy for global anthropogenic pressure on reaches could be the anthropization level of their catchment,

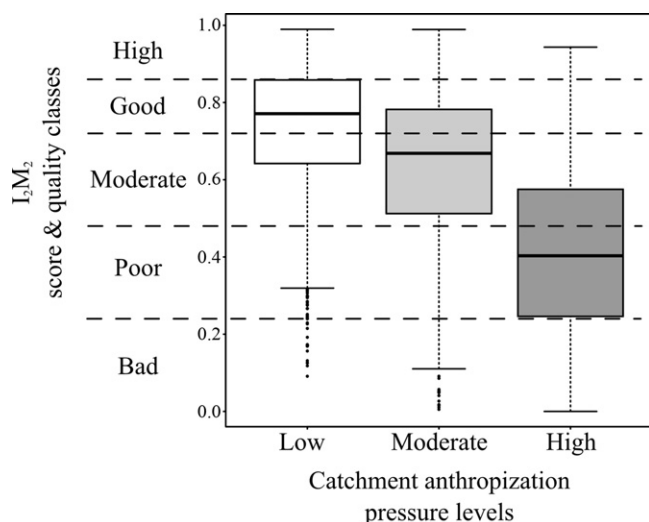


Fig. 9. Boxplot of I_2M_2 scores in relation to the pre-defined reach pressure levels concerning catchment anthropization. Black dashed lines represent ecological quality class boundaries. For further details, see legend of Fig. 6.

evaluated with the addition of the relative surfaces respectively used by urbanization, agriculture and industry. The distribution of I_2M_2 reach scores among the different quality classes, closely matches the distribution of corresponding pressure levels of catchment anthropization (Fig. 9), then validating the procedure establishing ecological boundaries.

5. Conclusion

The proposed multimetric index (I_2M_2) (i) completely fulfills the WFD requirements, (ii) significantly improves the detection

of impaired reaches when compared to the former French IBGN, (iii) is one of the very first biomonitoring tool designed – from a large national database – to take into account pressure–impact relationships for a high number of pressure categories (including both water quality and habitat degradation of reaches) and considering both taxonomic characteristics and biological traits of benthic macroinvertebrate assemblages. The I_2M_2 has been proposed for future use in the national biomonitoring of wadeable reaches in the WFD implementation framework and for integration in the future French online system ‘SEEE’ (Système d’Evaluation de l’Etat des Eaux=Water Status Evaluation System) that will provide to managers a simple way to calculate this index (among other metrics describing BQE assemblages) after uploading reach invertebrate assemblage abundance distribution. Moreover, the I_2M_2 is (better performing than and) highly correlated to the European intercalibration multimetric index (ICM_{Star}), which is very promising regarding the future integration of the I_2M_2 in the European pool of WFD-compliant biotic indices.

Acknowledgements

This work was supported by the French Ministry of Environment (MEDDTL) and by the “Office National de l’Eau et des Milieux Aquatiques” (ONEMA). We are grateful to the six water agencies and the 22 regional directions (DREAL) which participated in the abiotic and biotic data collection. We have appreciated also the help of Nicolas Mengin, Martial Ferreol and Nolwenn Bougon (CEMAGREF, Lyon) in data validation and database management and thank Yorick Reyjol (ONEMA) for valuable discussions on this index. We are deeply thankful to the two reviewers for pointing out some improvements of our manuscript.

Appendix A. Distribution of least impaired river reaches (LIRRs) and other reaches (IRRs) among the 57 simplified stream types

HER	Simplified stream type	Least impaired reaches Number of reaches/samples	Other reaches Number of reaches/samples
HER 1: Pyrénées	TP1	5/23	13/21
	P1	7/34	11/29
	GM1	4/8	10/12
HER 2: Alpes internes	TP2	2/8	11/26
	MP2	6/18	25/57
	G2	3/7	7/8
HER 3: Massif Central Sud	TP3	11/42	23/55
	P3	16/54	38/99
	GM3	16/39	32/55
HER 4: Vosges	TP4	4/11	19/76
	P4	3/15	9/17
	M4	1/6	6/16
HER 5: Jura Préalpes du Nord	TP5	4/23	12/42
	P5	7/30	70/149
	GM5	10/39	52/91
HER 6: Méditerranéen	TP6	2/12	51/91
	MP6	5/12	31/60
	GM6	6/17	25/44
HER 7: Préalpes du Sud	TP7	5/19	9/24
	GMP7	10/38	18/42
HER 8: Cévennes	PTP8	7/30	27/64
	GM8	7/20	13/25
HER 9: Tables Calcaires	TP9	7/28	47/136
	P9	13/36	168/357
	M9	4/20	46/108
	G9	1/6	17/22
HER 10: Côtes Calcaires Est	TP10	7/23	49/94
	P10	6/18	31/79
	M10	7/21	30/60
	G10	4/10	18/38
HER 11: Causses Aquitains	PTP11	5/12	14/30
	M11	3/10	2/5
	G11	6/12	2/3
HER 12: Armoricaïn	TP12	5/15	21/58
	P12	15/59	113/303
	M12	2/8	33/61
	G12	2/7	7/13
HER 13: Landes	PTP13	8/9	15/27
HER 14: Coteaux Aquitains	TP14	2/7	29/43
	P14	6/11	52/67
	GM14	10/10	29/34
HER 15: Plaine de Saône	TP15	1/6	28/43
	MP15	4/10	28/57
HER 16: Corse	M16	9/32	10/21
	G16	2/11	3/6
HER 17: Dépressions Sédimentaires	PTP17	2/6	8/23
HER 18: Alsace	TP18	1/6	5/13
	MP18	4/8	10/23
HER 19: Grands Causses	P19	5/13	4/11
	GM19	2/7	0/0
HER 20: Dépôts argilo-sableux	PTP20	1/6	19/31
HER 21: Massif Central Nord	TP21	9/27	6/11
	P21	20/59	41/110
	M21	12/36	9/16
	G21	4/9	7/11
HER 22: Ardennes	TP22	2/12	1/5
	P22	3/14	7/21

TP – very small; PTP – small and very small; P – small; MP – medium and small; M – medium; GM – large and medium; G – large.

Appendix B. Taxonomic levels required for the Multi-Habitat Sampling protocol

Taxons		Required taxonomic level
Plecoptera		Genus
Ephemeroptera		Genus
Trichoptera	Except <i>Limnephilidae</i>	Genus
	<i>Limnephilidae</i>	Sub-family
Coleoptera	Except <i>Dytiscidae</i> , <i>Hydrophilidae</i> , <i>Curculionidae</i>	Genus
	<i>Dytiscidae</i> , <i>Hydrophilidae</i>	Sub-family
	<i>Curculionidae</i>	Family
Megaloptera		Genus
Heteroptera	Except <i>Corixinae</i>	Family
	<i>Corixinae</i>	Sub-family
Planipennia		Genus
Odonata	Except <i>Coenagrionidae</i>	Genus
	<i>Coenagrionidae</i>	Family
Lepidoptera		Family
Hymenoptera		Genus
Diptera		Family
Hydracarina		Sub-class
Crustacea	Except <i>Asellidae</i>	Genus
	<i>Asellidae</i>	Family
Bivalvia		Genus
Gastropoda	Except <i>Planorbidae</i>	Genus
	<i>Planorbidae</i>	Family
Hirudinea and Branchiobdellida		Family
Oligochaeta		Class
Bryozoa		Phylum
Nematoda		Phylum
Gordiidae		Family
Turbellaria		Family
Hydrozoa		Class
Porifera		Phylum
Nemertea		Phylum

Appendix C. Reference values of the five I₂M₂ individual metrics for the 57 simplified stream types

HER	Simplified stream type	Shannon diversity index (B2 + B3)	Original ASPT (B2 + B3)	Polyvoltinism (B2 + B3)	Ovoviviparity (B3)	TAX (B1 + B2 + B3)
HER 1: Pyrénées	TP1	4.2759	7.2161	0.1684	0.0076	43.0000
	P1	4.6392	7.3273	0.1509	0.0062	51.3500
	GM1	4.6568	7.2233	0.1457	0.0060	44.0000
HER 2: Alpes internes	TP2	4.0179	7.2571	0.1652	0.0070	39.9500
	MP2	3.2448	6.9167	0.1886	0.0126	34.8000
	G2	3.1198	6.5700	0.2786	0.0166	22.0000
HER 3: Massif Central Sud	TP3	4.6387	7.3575	0.1504	0.0095	49.0000
	P3	4.7528	7.3792	0.1656	0.0010	47.3500
	GM3	4.2866	7.2453	0.1983	0.0089	46.4000
HER 4: Vosges	TP4	3.9876	7.2273	0.2301	0.0073	46.5000
	P4	4.3509	7.2538	0.2175	0.0204	45.8000
	M4	4.0218	7.15625	0.2231	0.0102	47.0000
HER 5: Jura Préalpes du Nord	TP5	4.3613	6.9435	0.2139	0.0255	48.4000
	P5	4.3451	6.8548	0.2305	0.0304	47.5500
	GM5	4.1176	7.1490	0.2063	0.0121	42.7000
HER 6: Méditerranéen	TP6	3.6598	6.8708	0.2605	0.0694	50.0000
	MP6	4.0218	7.0150	0.2407	0.0187	51.9000
	GM6	3.9087	6.6207	0.2761	0.0193	53.4000
HER 7: Préalpes du Sud	TP7	4.0933	7.0071	0.2401	0.0074	44.1000
	GMP7	3.9056	7.0453	0.2004	0.0032	47.3000
HER 8: Cévennes	PTP8	4.3600	7.2093	0.2000	0.0116	52.5500
	GM8	3.9826	7.1793	0.2361	0.0160	46.3500
HER 9: Tables Calcaires	TP9	4.3397	6.7665	0.2661	0.0530	52.6500
	P9	4.2396	7.0000	0.2448	0.0611	57.2500
	M9	3.9987	7.0754	0.2459	0.0961	56.0000
	G9	3.9571	6.6429	0.3005	0.1016	47.5000
HER 10: Côtes Calcaires Est	TP10	4.0622	6.9923	0.2529	0.0422	46.9000
	P10	3.8487	6.8046	0.2260	0.0704	47.4500
	M10	4.0517	6.6129	0.2810	0.0565	51.0000
	G10	4.2319	6.8034	0.2998	0.1155	53.1000

HER	Simplified stream type	Shannon diversity index (B2 + B3)	Original ASPT (B2 + B3)	Polyvoltinism (B2 + B3)	Ovoviviparity (B3)	TAX (B1 + B2 + B3)
HER 11: Causses Aquitains	PTP11	4.3977	6.8684	0.2455	0.0873	52.2500
	M11	4.4517	7.2971	0.2199	0.0125	55.5500
	G11	3.6611	7.0188	0.2867	0.0442	48.8000
HER 12: Armoricaïn	TP12	4.3958	7.0830	0.2001	0.0093	61.3000
	P12	4.5245	7.2179	0.2103	0.0116	55.1000
	M12	4.3451	7.3711	0.2065	0.0099	54.3000
	G12	4.2119	6.5636	0.3006	0.0802	53.7000
HER 13: Landes	PTP13	3.3689	6.7000	0.2308	0.0174	40.0000
HER 14: Coteaux Aquitains	TP14	4.2136	6.5833	0.2310	0.0139	55.7000
	P14	4.4925	7.2004	0.2469	0.0237	45.5000
	GM14	4.1388	6.8106	0.2690	0.0155	42.5500
HER 15: Plaine de Saône	TP15	3.5453	6.5590	0.2359	0.1044	45.7500
	MP15	3.9035	6.9540	0.2286	0.0197	38.6500
HER 16: Corse	M16	3.8343	6.9726	0.2330	0.0095	35.4500
HER 17: Dépressions Sédimentaires	G16	3.2272	6.5425	0.3106	0.0141	31.0000
	PTP17	4.1967	6.6232	0.2512	0.0470	48.5000
HER 18: Alsace	TP18	3.0748	5.3189	0.3676	0.2962	34.0000
	MP18	4.1192	6.6375	0.2713	0.0763	45.9000
HER 19: Grands Causses	P19	4.1831	7.0653	0.2179	0.0635	55.8000
	GM19	3.8044	7.1560	0.2025	0.0150	49.0000
HER 20: Dépôts argilo-sableux	PTP20	3.8253	6.6574	0.2662	0.0616	48.5000
	TP21	4.4213	7.3904	0.1860	0.0054	44.4000
	P21	4.5879	7.4058	0.1715	0.0121	51.1000
HER 21: Massif Central Nord	M21	4.5110	7.4688	0.1730	0.0047	54.0000
	G21	4.6040	7.4207	0.1863	0.0119	46.0000
	TP22	4.5894	7.2519	0.1664	0.0115	51.4500
HER 22: Ardennes	P22	4.4083	7.1629	0.2042	0.0211	55.0000

TP – very small; PTP – small and very small; P – small; MP – medium and small; M – medium; GM – large and medium; G – large.

Appendix D. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at [doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.013](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013).

References

- AFNOR, 2004. Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T90-350, 15 pp.
- AFNOR, 2009. Qualité de l'eau – Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T90-333, 22 pp.
- AFNOR, 2010. Qualité de l'eau – Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau. XP T90-388, 21 pp.
- Archambault, V., 2003. Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations: la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes. Université Paul Verlaine – Metz.
- Archambault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J., Babut, M., 2010. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 55 (7), 1430–1446.
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J., Furse, M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17 (3), 333–347.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B., Stribling, J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2nd ed. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, USA.
- Beketov, M.A., Liess, M., 2008. An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *Environmental Pollution* 156 (3), 980–987.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C.K., Biss, R., Hering, D., 2004a. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 34 (4), 416–432.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., 2004b. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516 (1), 215–228.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51 (1), 495–523.
- Brabec, K., Zahradkova, S., Nemejcova, D., Paril, P., Kokes, J., Jarkovsky, J., 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Hydrobiologia* 516 (1), 331–346.
- Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Kemp, J., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 516 (1), 313–329.
- Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Murray-Bligh, J., Soszka, H., Genoni, P., 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566 (1), 379–399.
- Chandesris, A., Wasson, J.G., Pella, H., Sauquet, E., Mengin, N., 2006. Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. Cemagref, 64 pp.
- Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P., Dumont, B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43 (2), 277–296.
- Chevenet, F., Dolédec, S., Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31 (3), 295–309.
- Comte, L., Lek, S., de Deckere, E., de Zwart, D., Grevy, M., 2010. Assessment of stream biological responses under multiple-stress conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 17 (8), 1469–1478.
- Dahl, J., Johnson, R.K., 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* 160 (4), 487–513.
- Dolédec, S., Statzner, B., 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* 53 (3), 617–634.
- Dolédec, S., Statzner, B., Bournard, M., 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42 (4), 737–758.
- European Commission, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 10, rivers and lakes – typology, reference conditions and classification systems. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 94 pp.
- European Council, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. 72 pp.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute), 2006. ArcGis 9.2. ESRI, Redlands, CA, USA.

- Gabriels, W., Lock, K., Pauw, N.D., Goethals, P.L., 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 40 (3), 199–207.
- Gayraud, S., Statzner, B., Bady, P., Haybach, A., Schöll, F., Usseglio-Polatera, P., Bacchi, M., 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48 (11), 2045–2064.
- Giraudoux, P., 2011. *pgirmess: data analysis in ecology*. R package version 1.5.1.
- Gotelli, N.J., McCabe, D.J., 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* 83 (8), 2091–2096.
- Hellawell, J., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science Publishers, New York, USA.
- Hering, D., Johnson, R.K., Buffagni, A., 2006a. Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonshot, P.F.M. (Eds.), *The Ecological Status of European rivers: Evaluation and Inter-calibration of Assessment Methods*. Springer, Netherlands, pp. 109–113.
- Hering, D., Feld, C., Moog, O., Ofenböck, T., 2006b. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566 (1), 311–324.
- Hering, D., Verdonshot, P.F.M., Moog, O., Sandin, L., 2004a. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia* 516 (1–3), 1–379.
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C.K., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S., Böhmer, J., 2004b. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 34 (4), 398–415.
- Hothorn, T., Hornik, K., Zeileis, A., 2006. Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. *Journal of Computational & Graphical Statistics* 15 (3), 651–674.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6), 21–27.
- Karr, J.R., Chu, E.W., 1997. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 3 (6), 993–1004.
- Kerans, B.L., Karr, J.R., 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. *Ecological Applications* 4 (4), 768–785.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B., Buxton, H.T., 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environmental Science & Technology* 36 (6), 1202–1211.
- Liess, M., von der Ohe, P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4), 954–965.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C., Rolauffs, P., 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516 (1), 107–127.
- Lücke, J.D., Johnson, R.K., 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators* 9 (4), 659–669.
- MEDD, 2005. Circulaire DCE 2005/11 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. 18 pp.
- Mendes, R.S., Evangelista, L.R., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography* 31 (4), 450–456.
- Mondy, C.P., Usseglio-Polatera, P., 2009. Invertébrés benthiques: métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert. Université Paul Verlaine – Metz, 55 pp.
- Munné, A., Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628 (1), 203–225.
- Norris, R.H., Thorns, M.C., 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41 (2), 197–209.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J., Barbour, M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516 (1–3), 251–268.
- Oudin, L.C., Maupas, D., 2003. *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (Seq-Eau)*. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable – Agences de l'Eau, Paris, France.
- Pauw, N., Vanhooren, G., 1983. Method for biological quality assessment of water-courses in Belgium. *Hydrobiologia* 100 (1), 153–168.
- Pinto, P., Rosado, J., Morais, M., Antunes, I., 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516 (1), 191–214.
- Piscart, C., Usseglio-Polatera, P., Moreteau, J., Beisel, J.-N., 2006. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 166 (2), 185–198.
- Poff, N., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16 (2), 391–409.
- Poquet, J., Alba-Tercedor, J., Puntí, T., del Mar Sanchez-Montoya, M., Robles, S., Alvarez, M., Zamora-Munoz, C., Sainz-Cantero, C., Vidal-Abarca, M., Suarez, M., Toro, M., Pujante, A., Rieradevall, M., Prat, N., 2009. The Mediterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 623 (1), 153–171.
- R Development Core Team, 2009. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resh, V.H., Hildrew, A.G., Statzner, B., Townsend, C.R., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology* 31 (3), 539–554.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, USA, pp. 1–9.
- Royer, T.V., Robinson, C.T., Minshall, G.W., 2001. Development of macroinvertebrate-based index for bioassessment of Idaho rivers. *Environmental Management* 27 (4), 627–636.
- Sandin, L., Dahl, J., Johnson, R.K., 2004. Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516 (1–3), 129–148.
- Sandin, R., Johnson, L., 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, 233–243.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27 (3–4), 379–423, 623–656.
- Siegel, S., Castellan, N.J.J., 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*, 2nd ed. McGraw-Hill Book Company, New York, NY/England.
- Skoulikidis, N., Gritzalis, K., Kouvarda, T., Buffagni, A., 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516 (1), 149–160.
- Statzner, B., Bêche, L.A., 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55 (Suppl. s1), 80–119.
- Statzner, B., Bady, P., Dolédec, S., Schöll, F., 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* 50 (12), 2136–2161.
- Stirling, G., Wilsey, B., 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist* 158 (3), 286–299.
- Thorne, R., Williams, P., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37 (3), 671–686.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31 (3), 265–275.
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S., Matthaal, C.D., 2008. Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology* 45 (6), 1810–1819.
- Townsend, C., Dolédec, S., Scarsbrook, M., 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 37 (2), 367–387.
- Usseglio-Polatera, P., Beisel, J.-N., 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications* 18 (2), 197–211.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422–423, 153–162.
- Vlek, H.E., Verdonshot, P.F.M., Nijboer, R.C., 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516 (1–3), 173–189.
- von der Ohe, P.C., Liess, M., 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (1), 150–156.
- Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H., Blanc, L., 2002. Les hydro-écotopes de France métropolitaine: approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Cemagref, Lyon, 190 pp.

HER	Simplified stream type	Least impaired reaches number of reaches/samples	Other reaches number of reaches/samples
HER 1 : Pyrénées			
	<i>TP1</i>	5/23	13/21
	<i>P1</i>	7/34	11/29
	<i>GM1</i>	4/8	10/12
HER 2 : Alpes internes			
	<i>TP2</i>	2/8	11/26
	<i>MP2</i>	6/18	25/57
	<i>G2</i>	3/7	7/8
HER 3 : Massif Central Sud			
	<i>TP3</i>	11/42	23/55
	<i>P3</i>	16/54	38/99
	<i>GM3</i>	16/39	32/55
HER 4 : Vosges			
	<i>TP4</i>	4/11	19/76
	<i>P4</i>	3/15	9/17
	<i>M4</i>	1/6	6/16
HER 5 : Jura Préalpes du Nord			
	<i>TP5</i>	4/23	12/42
	<i>P5</i>	7/30	70/149
	<i>GM5</i>	10/39	52/91
HER 6 : Méditerranéen			
	<i>TP6</i>	2/12	51/91
	<i>MP6</i>	5/12	31/60
	<i>GM6</i>	6/17	25/44
HER 7 : Préalpes du Sud			
	<i>TP7</i>	5/19	9/24
	<i>GMP7</i>	10/38	18/42
HER 8 : Cévennes			
	<i>PTP8</i>	7/30	27/64
	<i>GM8</i>	7/20	13/25
HER 9 : Tables Calcaires			
	<i>TP9</i>	7/28	47/136
	<i>P9</i>	13/36	168/357
	<i>M9</i>	4/20	46/108
	<i>G9</i>	1/6	17/22
HER 10 : Côtes Calcaires Est			
	<i>TP10</i>	7/23	49/94
	<i>P10</i>	6/18	31/79
	<i>M10</i>	7/21	30/60
	<i>G10</i>	4/10	18/38
HER 11 : Causses Aquitains			
	<i>PTP11</i>	5/12	14/30
	<i>M11</i>	3/10	2/5
	<i>G11</i>	6/12	2/3
HER 12 : Armoricaïn			
	<i>TP12</i>	5/15	21/58
	<i>P12</i>	15/59	113/303

<i>M12</i>	2/8	33/61
<i>G12</i>	2/7	7/13
HER 13 : Landes		
<i>PTP13</i>	8/9	15/27
HER 14 : Coteaux Aquitains		
<i>TP14</i>	2/7	29/43
<i>P14</i>	6/11	52/67
<i>GM14</i>	10/10	29/34
HER 15 : Plaine de Saône		
<i>TP15</i>	1/6	28/43
<i>MP15</i>	4/10	28/57
HER 16 : Corse		
<i>M16</i>	9/32	10/21
<i>G16</i>	2/11	3/6
HER 17 : Dépressions Sédimentaires		
<i>PTP17</i>	2/6	8/23
HER 18 : Alsace		
<i>TP18</i>	1/6	5/13
<i>MP18</i>	4/8	10/23
HER 19 : Grands Causses		
<i>P19</i>	5/13	4/11
<i>GM19</i>	2/7	0/0
HER 20 : Dépôts argilo-sableux		
<i>PTP20</i>	1/6	19/31
HER 21 : Massif Central Nord		
<i>TP21</i>	9/27	6/11
<i>P21</i>	20/59	41/110
<i>M21</i>	12/36	9/16
<i>G21</i>	4/9	7/11
HER 22 : Ardennes		
<i>TP22</i>	2/12	1/5
<i>P22</i>	3/14	7/21

TP	Very small
PTP	Small & very small
P	Small
MP	Medium & small
M	Medium
GM	Large & medium
G	Large

<i>No</i>	<i>Metric</i>	<i>Short description</i>	<i>Metric group</i>	<i>Calculation level</i>		
				<i>Reach</i>	<i>Individual sample groups (B1, B2 or B3)</i>	<i>Most suitable habitats (B1+B2)</i>
1	BBI	Belgium biotic index	1	x		
2	TAX	Taxonomic richness (metric of the MMIF)	2	x		
3	EPT	EPT richness (metric of the MMIF)	3	x		
4	NST	Non-EPT sensitive taxa richness (metric of the MMIF)	4	x		
5	SWD	Shannon diversity (metric of the MMIF)	5	x		
6	MTS	Mean taxa tolerance score (metric of the MMIF)	6	x		
7	MMIF	Flemish multimetric index	7	x		
8	Alien I	Proportion of exotic taxa (naturalized or recently introduced) in the faunal assemblage	8	x		
9	Alien II	Mean taxa score reflecting the status of exotic taxa (1 : naturalized, 2 : recently introduced)	8	x		
10	Alien III	Mean taxa score reflecting the invasiveness of exotic taxa (0 : not invasive, 1 : invasive)	8	x		
11	Beta diversity	Beta diversity between sample groups	9	x		

12	B1 specificity	Taxonomic specificity of group B1	9	x				
13	B2 specificity	Taxonomic specificity of group B2	9	x				
14	B3 specificity	Taxonomic specificity of group B3	9	x				
15	Variety class	Taxonomic richness (metric of the IBGN)	2				x	
16	Faunal indicator group	Sensitivity score (metric of the IBGN)	6				x	
17	IBGN	French biotic index	10				x	
18	Original BMWP	Sum of taxa tolerance scores	11	x	x		x	x
19	Original ASPT	Mean taxa tolerance score	6	x	x		x	x
20	Revised BMWP	Sum of taxa tolerance scores	11	x	x		x	x
21	Revised ASPT	Mean taxa tolerance score	6	x	x		x	x
22	Iberian BMWP	Sum of taxa tolerance scores	11	x	x		x	x
23	Iberian ASPT	Mean taxa tolerance score	6	x	x		x	x
24	$\log_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$	Log-transformed sum of Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae & Nymphidae abundances	12	x	x		x	x

25	1-GOLD	1 – relative abundance of Gastropoda, Oligochaeta and Diptera	13	x	x	x	x
26	S _{family}	Number fo families	2	x	x	x	x
27	EPT _{family}	Number of Ephemeropter, Plecoptera and Trichoptera families	3	x	x	x	x
28	H _{family}	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between families	5	x	x	x	x
29	RETI	Rhithron feeding type index, ratio between abundances of (scrapers + shredders) and (scrapers + shredders + filter feeder +deposit feeder)	14	x	x	x	x
30	SPEAR _{pesticides} I	Number of species at risk considering pesticides	15	x	x	x	x
31	SPEAR _{pesticides} II	Relative number of species at risk considering pesticides	15	x	x	x	x
32	SPEAR _{pesticides} III	Abundance of species at risk considering pesticides	15	x	x	x	x
33	SPEAR _{pesticides} IV	Relative abundance of species at risk considering pesticides	15	x	x	x	x
34	SPEAR _{pesticides} V	Mean sensitivity of taxa considering pesticides	15	x	x	x	x
35	SPEAR _{organic}	Mean sensitivity of taxa considering organic micropollutants	16	x	x	x	x
36	SPEAR _{metallic}	Mean sensitivity of taxa considering mineral micropollutants	17	x	x	x	x
37	Bivalvia (%S)	Relative richness of this taxonomic group	18	x	x	x	x

38	Bryozoa (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
39	Cnidaria (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
40	Coleoptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	20	x	x	x	x
41	Crustacea (%S)	Relative richness of this taxonomic group	21	x	x	x	x
42	Diptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	22	x	x	x	x
43	Ephemeroptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	3	x	x	x	x
44	Gastropoda (%S)	Relative richness of this taxonomic group	23	x	x	x	x
45	Hemiptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	24	x	x	x	x
46	Hirudinea (%S)	Relative richness of this taxonomic group	25	x	x	x	x
47	Hydracari (%S)	Relative richness of this taxonomic group	26	x	x	x	x
48	Hymenoptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
49	Lepidoptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
50	Megaloptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
51	Nemathelminthes (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
52	Nemertea (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
53	Odonata (%S)	Relative richness of this taxonomic group	27	x	x	x	x
54	Oligochaeta (%S)	Relative richness of this taxonomic group	28	x	x	x	x
55	Planipennia (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
56	Plecoptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	3	x	x	x	x
57	Porifera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	19	x	x	x	x
58	Trichoptera (%S)	Relative richness of this taxonomic group	3	x	x	x	x

59	Turbellaria (%S)	Relative richness of this taxonomic group	29	x	x	x	x
60	Bivalvia (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	30	x	x	x	x
61	Bryozoa (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
62	Cnidaria (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
63	Coleoptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	32	x	x	x	x
64	Crustacea (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	33	x	x	x	x
65	Diptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	34	x	x	x	x
66	Ephemeroptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	35	x	x	x	x
67	Gastropoda (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	36	x	x	x	x
68	Hemiptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	37	x	x	x	x
69	Hirudinea (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	38	x	x	x	x
70	Hydracari (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	39	x	x	x	x
71	Hymenoptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
72	Lepidoptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
73	Megaloptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
74	Nemathelminthes (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
75	Nemertea (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
76	Odonata (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	40	x	x	x	x
77	Oligochaeta (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	41	x	x	x	x
78	Planipennia (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
79	Plecoptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	35	x	x	x	x

80	Porifera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	31	x	x	x	x
81	Trichoptera (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	35	x	x	x	x
82	Turbellaria (%Q)	Relative abundance of this taxonomic group	42	x	x	x	x
83	EP (%S)	Relative richness of Ephemeroptera and Plecoptera	3	x	x	x	x
84	EPT (%S)	Relative richness of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera	3	x	x	x	x
85	EPTC (%S)	Relative richness of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera	3	x	x	x	x
86	EPT/Diptera (%S)	Ratio between richness of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and richness of Diptera	3	x	x	x	x
87	EP (%Q)	Relative abundance of Ephemeroptera and Plecoptera	35	x	x	x	x
88	EPT (%Q)	Relative abundance of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera	35	x	x	x	x
89	EPTC (%Q)	Relative abundance of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera	35	x	x	x	x
90	EPT/Diptera (%Q)	Ratio between abundance of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and abundance of Diptera	35	x	x	x	x
91	EPT/Oligo (%Q)	Ratio between abundance of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and abundance of Oligochaeta	35	x	x	x	x
92	EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	Ratio between abundance of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and abundance of Diptera and Oligochaeta	35	x	x	x	x
93	Richness	Number of taxa	2	x	x	x	x
94	Shannon	Shannon diversity index	5	x	x	x	x
95	Pielou	Pielou evenness index	5	x	x	x	x
96	Simpson (1-D)	Simpson dominance index	5	x	x	x	x

97	Simpson (1/D)	Simpson dominance index	5	x	x	x	x
98	Rao (taxo)	Rao quadratic entropy taking into account systematic distance between taxon	43	x	x	x	x
99	Total Biomass (dry weight)	Biomass of the whole assemblage	44	x	x	x	x
100	absorber (dry weight)	Biomass of the absorber taxa	45	x	x	x	x
101	deposit feeder (dry weight)	Biomass of the deposit feeder taxa	46	x	x	x	x
102	shredder (dry weight)	Biomass of the shredder taxa	47	x	x	x	x
103	scraper (dry weight)	Biomass of the scraper taxa	48	x	x	x	x
104	filter feeder (dry weight)	Biomass of the filter feeder taxa	49	x	x	x	x
105	piercer (dry weight)	Biomass of the piercer taxa	50	x	x	x	x
106	predator (dry weight)	Biomass of the predator taxa	51	x	x	x	x
107	parasite (dry weight)	Biomass of the parasite taxa	52	x	x	x	x
108	absorber (% of biomass)	Relative biomass of the absorber taxa	53	x	x	x	x
109	deposit feeder (% of biomass)	Relative biomass of the deposit feeder taxa	54	x	x	x	x
110	shredder (% of biomass)	Relative biomass of the shredder taxa	55	x	x	x	x
111	scraper (% of biomass)	Relative biomass of the scraper taxa	56	x	x	x	x
112	filter feeder (% of biomass)	Relative biomass of the filter feeder taxa	57	x	x	x	x
113	piercer (% of biomass)	Relative biomass of the piercer taxa	58	x	x	x	x
114	predator (% of biomass)	Relative biomass of the predator taxa	59	x	x	x	x
115	parasite (% of biomass)	Relative biomass of the parasite taxa	60	x	x	x	x
116	0 – 0.5 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
117	0.5 – 2 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
118	2 – 8 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x

119	8 – 32 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
120	32 – 128 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
121	128 – 512 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
122	512 – 2048 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
123	> 2048 mg	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential biomass (dry weight)	61	x	x	x	x
124	< 0.25 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
125	0.25 – 0.5 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
126	0.5 - 1 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
127	1 – 2 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
128	2 – 4 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
129	4 - 8 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x
130	> 8 cm	Relative abundance of taxa exhibiting such maximal potential size	62	x	x	x	x

131	≤ 1 year	Relative abundance of taxa with such generation time	63	x	x	x	x
132	> 1 year	Relative abundance of taxa with such generation time	63	x	x	x	x
133	< 1	Relative abundance of taxa with such number of generation per year	64	x	x	x	x
134	1	Relative abundance of taxa with such number of generation per year	64	x	x	x	x
135	> 1	Relative abundance of taxa with such number of generation per year	64	x	x	x	x
136	egg	Relative abundance of taxa with such aquatic stage	65	x	x	x	x
137	larva	Relative abundance of taxa with such aquatic stage	65	x	x	x	x
138	nymph	Relative abundance of taxa with such aquatic stage	65	x	x	x	x
139	adult	Relative abundance of taxa with such aquatic stage	65	x	x	x	x
140	ovoviviparity	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
141	isolated eggs – free	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x

142	isolated eggs – cemented	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
143	clutches – cemented or fixed	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
144	clutches – free	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
145	clutches – in vegetation	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
146	clutches – terrestrial	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
147	asexual reproduction	Relative abundance of taxa with such reproductive strategy	65	x	x	x	x
148	aquatic passive	Relative abundance of taxa with such dispersal technique	66	x	x	x	x
149	aquatic active	Relative abundance of taxa with such dispersal technique	66	x	x	x	x
150	aerial passive	Relative abundance of taxa with such dispersal technique	66	x	x	x	x
151	aerial active	Relative abundance of taxa with such dispersal technique	66	x	x	x	x
152	eggs, statoblasts	Relative abundance of taxa with such resistance forms	67	x	x	x	x

153	cocoons	Relative abundance of taxa with such resistance forms	67	x	x	x	x
154	housings against desiccation	Relative abundance of taxa with such resistance forms	67	x	x	x	x
155	diapause or dormancy	Relative abundance of taxa with such resistance forms	67	x	x	x	x
156	none	Relative abundance of taxa with such resistance forms	67	x	x	x	x
157	tegument	Relative abundance of taxa with such respiration technique	68	x	x	x	x
158	gill	Relative abundance of taxa with such respiration technique	68	x	x	x	x
159	plastron	Relative abundance of taxa with such respiration technique	68	x	x	x	x
160	spiracle	Relative abundance of taxa with such respiration technique	68	x	x	x	x
161	hydrostatic vesicle	Relative abundance of taxa with such respiration technique	68	x	x	x	x
162	flier	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
163	surface swimmer	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x

164	full water swimmer	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
165	crawler	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
166	burrower	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
167	interstitial	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
168	temporarily attached	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
169	permanently attached	Relative abundance of taxa with such locomotion technique	69	x	x	x	x
170	microorganisms	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
171	detritus (< 1mm)	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
172	dead plant	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
173	living microphytes	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
174	living macrophytes	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x

175	dead animal	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
176	living microinvertebrates	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
177	living macroinvertebrates	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
178	vertebrates	Relative abundance of taxa with such food preferendum	70	x	x	x	x
179	absorber	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
180	deposit feeder	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
181	shredder	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
182	scraper	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
183	filter feeder	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
184	piercer	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
185	predator	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x

186	parasite	Relative abundance of taxa with such feeding habit	71	x	x	x	x
187	river channel	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
188	banks, connected side-arms	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
189	ponds, pools, disconnected side-arms	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
190	marshes, peat-bogs	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
191	temporary waters	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
192	lakes	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
193	groundwaters	Relative abundance of taxa with such transversal distribution	72	x	x	x	x
194	crenon	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
195	epirithron	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
196	metarithron	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x

197	hyporithron	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
198	epipotamon	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
199	metapotamon	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
200	estuary	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
201	outside river system	Relative abundance of taxa with such longitudinal distribution	73	x	x	x	x
202	lowlands	Relative abundance of taxa with such altitudinal preferendum	74	x	x	x	x
203	piedmont level	Relative abundance of taxa with such altitudinal preferendum	74	x	x	x	x
204	alpine level	Relative abundance of taxa with such altitudinal preferendum	74	x	x	x	x
205	2: Pyrenees	Relative abundance of taxa living in this biogeographic area (Limnofauna europaea)	75	x	x	x	x
206	4: Alps	Relative abundance of taxa living in this biogeographic area (Limnofauna europaea)	75	x	x	x	x
207	8: Vosges, Jura, Massif Central	Relative abundance of taxa living in this biogeographic area (Limnofauna europaea)	75	x	x	x	x

208	13a: lowlands (oceanic)	Relative abundance of taxa living in this biogeographic area (Limnofauna europaea)	75	x	x	x	x
209	13b: lowlands (mediterranean)	Relative abundance of taxa living in this biogeographic area (Limnofauna europaea)	75	x	x	x	x
210	flags, boulders, cobbles, pebbles	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
211	gravel	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
212	sand	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
213	silt	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
214	macrophytes	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
215	microphytes	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
216	twigs, roots	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
217	organic detritus, litter	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x
218	mud	Relative abundance of taxa living on such substrate	76	x	x	x	x

219	null	Relative abundance of taxa with such current velocity preferendum	77	x	x	x	x
220	slow (< 25 cm/s)	Relative abundance of taxa with such current velocity preferendum	77	x	x	x	x
221	medium (25-50 cm/s)	Relative abundance of taxa with such current velocity preferendum	77	x	x	x	x
222	fast (> 50 cm/s)	Relative abundance of taxa with such current velocity preferendum	77	x	x	x	x
223	oligotrophic	Relative abundance of taxa with such trophic status preferendum	78	x	x	x	x
224	mesotrophic	Relative abundance of taxa with such trophic status preferendum	78	x	x	x	x
225	eutrophic	Relative abundance of taxa with such trophic status preferendum	78	x	x	x	x
226	freshwater	Relative abundance of taxa with such salinization preferendum	79	x	x	x	x
227	brackish.water	Relative abundance of taxa with such salinization preferendum	79	x	x	x	x
228	cold (< 15°C)	Relative abundance of taxa with such temperature preferendum	80	x	x	x	x
229	warm (> 15°C)	Relative abundance of taxa with such temperature preferendum	80	x	x	x	x

230	eurythermic	Relative abundance of taxa with such temperature preferendum	80	x	x	x	x
231	xenosaprobic	Relative abundance of taxa with such organic contamination tolerance	81	x	x	x	x
232	oligosaprobic	Relative abundance of taxa with such organic contamination tolerance	81	x	x	x	x
233	β -mesosaprobic	Relative abundance of taxa with such organic contamination tolerance	81	x	x	x	x
234	α -mesosaprobic	Relative abundance of taxa with such organic contamination tolerance	81	x	x	x	x
235	polysaprobic	Relative abundance of taxa with such organic contamination tolerance	81	x	x	x	x
236	< 4	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x
237	4 – 4.5	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x
238	4.5 – 5	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x
239	5 – 5.5	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x
240	5.5 – 6	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x

241	> 6	Relative abundance of taxa with such pH tolerance	82	x	x	x	x
242	Biological group a (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	83	x	x	x	x
243	Biological group b (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	84	x	x	x	x
244	Biological group c (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	85	x	x	x	x
245	Biological group d (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	86	x	x	x	x
246	Biological group e (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	87	x	x	x	x
247	Biological group f (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	88	x	x	x	x
248	Biological group g (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	89	x	x	x	x
249	Biological group h (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	90	x	x	x	x
250	Biological sub-group a (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	83	x	x	x	x
251	Biological sub-group b1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	84	x	x	x	x

252	Biological sub-group b2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	84	x	x	x	x
253	Biological sub-group c1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	85	x	x	x	x
254	Biological sub-group c2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	85	x	x	x	x
255	Biological sub-group d1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	86	x	x	x	x
256	Biological sub-group d2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	86	x	x	x	x
257	Biological sub-group e1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	87	x	x	x	x
258	Biological sub-group e2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	87	x	x	x	x
259	Biological sub-group e3 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	87	x	x	x	x
260	Biological sub-group f (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	88	x	x	x	x
261	Biological sub-group g1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	89	x	x	x	x
262	Biological sub-group g2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	89	x	x	x	x

263	Biological sub-group g3 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	89	x	x	x	x
264	Biological sub-group h (%S)	Relative richness of taxa sharing similar biological characteristics	90	x	x	x	x
265	Biological group a (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	91	x	x	x	x
266	Biological group b (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	92	x	x	x	x
267	Biological group c (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	93	x	x	x	x
268	Biological group d (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	94	x	x	x	x
269	Biological group e (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	95	x	x	x	x
270	Biological group f (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	96	x	x	x	x
271	Biological group g (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	97	x	x	x	x
272	Biological group h (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	98	x	x	x	x
273	Biological sub-group a (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	91	x	x	x	x

274	Biological sub-group b1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	92	x	x	x	x
275	Biological sub-group b2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	92	x	x	x	x
276	Biological sub-group c1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	93	x	x	x	x
277	Biological sub-group c2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	93	x	x	x	x
278	Biological sub-group d1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	94	x	x	x	x
279	Biological sub-group d2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	94	x	x	x	x
280	Biological sub-group e1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	95	x	x	x	x
281	Biological sub-group e2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	95	x	x	x	x
282	Biological sub-group e3 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	95	x	x	x	x
283	Biological sub-group f (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	96	x	x	x	x
284	Biological sub-group g1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	97	x	x	x	x

285	Biological sub-group g2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	97	x	x	x	x
286	Biological sub-group g3 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	97	x	x	x	x
287	Biological sub-group h (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar biological characteristics	98	x	x	x	x
288	Ecological group A (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	99	x	x	x	x
289	Ecological group B (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	100	x	x	x	x
290	Ecological group C (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	101	x	x	x	x
291	Ecological group D (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	102	x	x	x	x
292	Ecological group E (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	103	x	x	x	x
293	Ecological group F (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	104	x	x	x	x
294	Ecological group G (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	105	x	x	x	x
295	Ecological sub-group A (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	99	x	x	x	x

296	Ecological sub-group B1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	100	x	x	x	x
297	Ecological sub-group B2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	100	x	x	x	x
298	Ecological sub-group C1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	101	x	x	x	x
299	Ecological sub-group C2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	101	x	x	x	x
300	Ecological sub-group D1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	102	x	x	x	x
301	Ecological sub-group D2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	102	x	x	x	x
302	Ecological sub-group E (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	103	x	x	x	x
303	Ecological sub-group F1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	104	x	x	x	x
304	Ecological sub-group F2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	104	x	x	x	x
305	Ecological sub-group F3 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	104	x	x	x	x
306	Ecological sub-group G1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	105	x	x	x	x

307	Ecological sub-group G2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar ecological characteristics	105	x	x	x	x
308	Ecological group A (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	106	x	x	x	x
309	Ecological group B (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	107	x	x	x	x
310	Ecological group C (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	108	x	x	x	x
311	Ecological group D (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	109	x	x	x	x
312	Ecological group E (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	110	x	x	x	x
313	Ecological group F (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	111	x	x	x	x
314	Ecological group G (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	112	x	x	x	x
315	Ecological sub-group A (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	106	x	x	x	x
316	Ecological sub-group B1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	107	x	x	x	x
317	Ecological sub-group B2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	107	x	x	x	x

318	Ecological sub-group C1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	108	x	x	x	x
319	Ecological sub-group C2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	108	x	x	x	x
320	Ecological sub-group D1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	109	x	x	x	x
321	Ecological sub-group D2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	109	x	x	x	x
322	Ecological sub-group E (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	110	x	x	x	x
323	Ecological sub-group F1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	111	x	x	x	x
324	Ecological sub-group F2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	111	x	x	x	x
325	Ecological sub-group F3 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	111	x	x	x	x
326	Ecological sub-group G1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	112	x	x	x	x
327	Ecological sub-group G2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar ecological characteristics	112	x	x	x	x
328	Bio-ecological group α (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	113	x	x	x	x

329	Bio-ecological group β (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	114	x	x	x	x
330	Bio-ecological group δ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	115	x	x	x	x
331	Bio-ecological group ε (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	116	x	x	x	x
332	Bio-ecological group γ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	117	x	x	x	x
333	Bio-ecological group ζ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	118	x	x	x	x
334	Bio-ecological sub-group $\alpha 1$ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	113	x	x	x	x
335	Bio-ecological sub-group $\alpha 2$ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	113	x	x	x	x
336	Bio-ecological sub-group β (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	114	x	x	x	x
337	Bio-ecological sub-group $\delta 1$ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	115	x	x	x	x
338	Bio-ecological sub-group $\delta 2$ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	115	x	x	x	x
339	Bio-ecological sub-group ε (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	116	x	x	x	x

340	Bio-ecological sub-group γ_1 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	117	x	x	x	x
341	Bio-ecological sub-group γ_2 (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	117	x	x	x	x
342	Bio-ecological sub-group ζ (%S)	Relative richness of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	118	x	x	x	x
343	Bio-ecological group α (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	119	x	x	x	x
344	Bio-ecological group β (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	120	x	x	x	x
345	Bio-ecological group δ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	121	x	x	x	x
346	Bio-ecological group ϵ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	122	x	x	x	x
347	Bio-ecological group γ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	123	x	x	x	x
348	Bio-ecological group ζ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	124	x	x	x	x
349	Bio-ecological sub-group α_1 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	119	x	x	x	x
350	Bio-ecological sub-group α_2 (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	119	x	x	x	x

351	Bio-ecological sub-group β (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	120	x	x	x	x
352	Bio-ecological sub-group $\delta 1$ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	121	x	x	x	x
353	Bio-ecological sub-group $\delta 2$ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	121	x	x	x	x
354	Bio-ecological sub-group ϵ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	122	x	x	x	x
355	Bio-ecological sub-group $\gamma 1$ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	123	x	x	x	x
356	Bio-ecological sub-group $\gamma 2$ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	123	x	x	x	x
357	Bio-ecological sub-group ζ (%Q)	Relative abundance of taxa sharing similar bio-ecological characteristics	124	x	x	x	x
358	H'_{bio} I	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between biological groups	125	x	x	x	x
359	H'_{bio} II	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between biological sub-groups	125	x	x	x	x
360	H'_{eco} I	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between ecological groups	126	x	x	x	x
361	H'_{eco} II	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between ecological sub-groups	126	x	x	x	x

362	$H'_{\text{bio-eco I}}$	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between bio-ecological groups	127	x	x	x	x
363	$H'_{\text{bio-eco II}}$	Shannon diversity index calculated on abundance distribution between bio-ecological sub-groups	127	x	x	x	x
364	Specialization (Altitude)	Mean specialization of taxa for this trait	128	x	x	x	x
365	Specialization (Aquatic stages)	Mean specialization of taxa for this trait	129	x	x	x	x
366	Specialization (Biogeographic regions)	Mean specialization of taxa for this trait	130	x	x	x	x
367	Specialization (Current velocity preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	131	x	x	x	x
368	Specialization (Dispersal)	Mean specialization of taxa for this trait	132	x	x	x	x
369	Specialization (Feeding habits)	Mean specialization of taxa for this trait	133	x	x	x	x
370	Specialization (Food)	Mean specialization of taxa for this trait	134	x	x	x	x
371	Specialization (Life cycle duration)	Mean specialization of taxa for this trait	135	x	x	x	x
372	Specialization (Locomotion and substrate relation)	Mean specialization of taxa for this trait	136	x	x	x	x
373	Specialization (Longitudinal distribution)	Mean specialization of taxa for this trait	137	x	x	x	x
374	Specialization (Maximal potential dry weight)	Mean specialization of taxa for this trait	138	x	x	x	x
375	Specialization (Maximal potential size)	Mean specialization of taxa for this trait	139	x	x	x	x
376	Specialization (pH preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	140	x	x	x	x
377	Specialization (Potential number of cycles per year)	Mean specialization of taxa for this trait	141	x	x	x	x
378	Specialization (Reproduction)	Mean specialization of taxa for this trait	142	x	x	x	x
379	Specialization (Resistance forms)	Mean specialization of taxa for this trait	143	x	x	x	x
380	Specialization (Respiration)	Mean specialization of taxa for this trait	144	x	x	x	x

381	Specialization (Salinity preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	145	x	x	x	x
382	Specialization (Saprobity)	Mean specialization of taxa for this trait	146	x	x	x	x
383	Specialization (Substrate preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	147	x	x	x	x
384	Specialization (Temperature preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	148	x	x	x	x
385	Specialization (Transversal distribution)	Mean specialization of taxa for this trait	149	x	x	x	x
386	Specialization (Trophic status preferendum)	Mean specialization of taxa for this trait	150	x	x	x	x
387	Redundancy (Altitude)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	151	x	x	x	x
388	Redundancy (Aquatic stages)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	152	x	x	x	x
389	Redundancy (Biogeographic regions)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	153	x	x	x	x
390	Redundancy (Current velocity preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	154	x	x	x	x
391	Redundancy (Dispersal)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	155	x	x	x	x
392	Redundancy (Feeding habits)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	156	x	x	x	x
393	Redundancy (Food)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	157	x	x	x	x
394	Redundancy (Life cycle duration)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	158	x	x	x	x
395	Redundancy (Locomotion and substrate relation)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	159	x	x	x	x
396	Redundancy (Longitudinal distribution)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	160	x	x	x	x

397	Redundancy (Maximal potential dry weight)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	161	x	x	x	x
398	Redundancy (Maximal potential size)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	162	x	x	x	x
399	Redundancy (pH preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	163	x	x	x	x
400	Redundancy (Potential number of cycles per year)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	164	x	x	x	x
401	Redundancy (Reproduction)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	165	x	x	x	x
402	Redundancy (Resistance forms)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	166	x	x	x	x
403	Redundancy (Respiration)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	167	x	x	x	x
404	Redundancy (Salinity preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	168	x	x	x	x
405	Redundancy (Saprobity)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	169	x	x	x	x
406	Redundancy (Substrate preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	170	x	x	x	x
407	Redundancy (Temperature preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	171	x	x	x	x
408	Redundancy (Transversal distribution)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	172	x	x	x	x
409	Redundancy (Trophic status preferendum)	Mean redundancy (i.e. overlap) of pairs of taxa for this trait	173	x	x	x	x
410	Rao (Altitude)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	174	x	x	x	x

411	Rao (Aquatic stages)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	175	x	x	x	x
412	Rao (Biogeographic regions)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	176	x	x	x	x
413	Rao (Current velocity preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	177	x	x	x	x
414	Rao (Dispersal)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	178	x	x	x	x
415	Rao (Feeding habits)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	179	x	x	x	x
416	Rao (Food)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	180	x	x	x	x
417	Rao (Life cycle duration)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	181	x	x	x	x
418	Rao (Locomotion and substrate relation)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	182	x	x	x	x
419	Rao (Longitudinal distribution)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	183	x	x	x	x
420	Rao (Maximal potential dry weight)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	184	x	x	x	x
421	Rao (Maximal potential size)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	185	x	x	x	x

422	Rao (pH preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	186	x	x	x	x
423	Rao (Potential number of cycles per year)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	187	x	x	x	x
424	Rao (Reproduction)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	188	x	x	x	x
425	Rao (Resistance forms)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	189	x	x	x	x
426	Rao (Respiration)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	190	x	x	x	x
427	Rao (Salinity preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	191	x	x	x	x
428	Rao (Saprobity)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	192	x	x	x	x
429	Rao (Substrate preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	193	x	x	x	x
430	Rao (Temperature preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	194	x	x	x	x
431	Rao (Transversal distribution)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	195	x	x	x	x
432	Rao (Trophic status preferendum)	Rao quadratic entropy taking into account distance between taxon in relation with this trait utilization	196	x	x	x	x

433	Rao (biological traits)	Rao quadratic entropy taking into account biological distance between taxon	197	x	x	x	x
434	Rao (ecological traits)	Rao quadratic entropy taking into account ecological distance between taxon	198	x	x	x	x
435	Rao (bio-ecological traits)	Rao quadratic entropy taking into account bio-ecological distance between taxon	199	x	x	x	x

Reference

- PAUW, N. & VANHOOREN, G. (1983): *Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium* . Hydrobiologia, 100, 153-168.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.
- GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)* . Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 40, 199 - 207.

WAGNER, H. H., WILDI, O. & EWALD, K.C. (2000): *Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape* . Landscape Ecology, 15, 219-227.

WAGNER, H. H. & EDWARDS, P.J. (2001): *Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale* . Landscape Ecology, 16, 121-131.

WAGNER, H. H. & EDWARDS, P.J. (2001): *Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale* . Landscape Ecology, 16, 121-131.

WAGNER, H. H. & EDWARDS, P.J. (2001): *Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale* . Landscape Ecology, 16, 121-131.

AFNOR ,*Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)* . ,Mars 2004.NF T90-350,15 pp.

AFNOR ,*Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)* . ,Mars 2004.NF T90-350,15 pp.

AFNOR ,*Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)* . ,Mars 2004.NF T90-350,15 pp.

BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (1978): *Final Report: Assessment and Presentation of the Biological Quality of Rivers in Great Britain* . Dept. of Envir., Water Data Unit..

BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (1978): *Final Report: Assessment and Presentation of the Biological Quality of Rivers in Great Britain* . Dept. of Envir., Water Data Unit..

WALLEY, W. J. & HAWKES, H.A. (1996): *A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales* . Water Research, 30, 2086 - 2094

WALLEY, W. J. & HAWKES, H.A. (1996): *A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales* . Water Research, 30, 2086 – 2094

ALBA TERCEDOR, J & A. SANCHEZ ORTEGA (1988) : *Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Hellawell* (1978). Limnetica 4: 51–56.

ALBA TERCEDOR, J & A. SANCHEZ ORTEGA (1988) : *Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Hellawell* (1978). Limnetica 4: 51–56.

BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P., 2006. *The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries*. Hydrobiologia 566 , 379-399.

BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P., 2006. *The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. Hydrobiologia* 566, 379-399.

BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P., 2006. *The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. Hydrobiologia* 566, 379-399.

BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P., 2006. *The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. Hydrobiologia* 566, 379-399.

BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P., 2006. *The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. Hydrobiologia* 566, 379-399.

SCHWEDER, H., 1990. *Rhithron-Ernährungstypen-Index ŽRETI. —ein Parameter zur Beschreibung und Bewertung der Ernährungsbeziehungen von Makroinvertebraten in kleinen Fließgewässern. Erweiterte Zusammenfassung DGL-Jahrestagung 1990, Essen, pp. 325–329.*

LIESS, M. & VON DER OHE, P.C. (2005): *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams* . Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.

LIESS, M. & VON DER OHE, P.C. (2005): *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams* . Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.

LIESS, M. & VON DER OHE, P.C. (2005): *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams* . Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.

LIESS, M. & VON DER OHE, P.C. (2005): *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams* . Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.

LIESS, M. & VON DER OHE, P.C. (2005): *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams* . Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.

BEKETOV, M. A. & LIESS, M. (2008) : *An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: Independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum.* Environmental Pollution 156, 980-987.

VON DER OHE, P. C. & LIESS, M. (2004) : *Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds.* Environmental Toxicology and Chemistry 23, 150-156.

SHANNON, C. E. (1948): *A mathematical theory of communication*. The Bell System Technical Journal, 27, 379-423, 623-656.

PIELOU, E. C. (1966): *The measurement of diversity in different types of biological collections*. Journal of Theoretical Biology, 13, 131-144.

SIMPSON, E. H. (1949): *Measurement of Diversity*. Nature, 163, 688-688.

SIMPSON, E. H. (1949): *Measurement of Diversity*. Nature, 163, 688-688.

Rao, C. R. (1982): *Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach*. Theoretical Population Biology, 21, 24-43.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?*. Hydrobiologia, 422-423, 153-162.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): *Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits*. Freshwater Biology, 43, 175-205.

USSEGLIO-POLATERA, P., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & TACHET, H. (2001): *A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management* . Archiv für Hydrobiologie, 139, 53-83.

USSEGLIO-POLATERA, P., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & TACHET, H. (2001): *A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management* . Archiv für Hydrobiologie, 139, 53-83.

USSEGLIO-POLATERA, P., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & TACHET, H. (2001): *A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management* . Archiv für Hydrobiologie, 139, 53-83.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PIANKA, E. R. (1974): *Niche Overlap and Diffuse Competition* . Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

PERU, N. & DOLEDEC, S. (2010): *From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities*. Ecological Indicators, 10, 1025 – 1036.

RAO, C. R. (1982): *Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach*. Theoretical Population Biology, 21, 24-43.

RAO, C. R. (1982): *Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach*. Theoretical Population Biology, 21, 24-43.

RAO, C. R. (1982): *Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach*. Theoretical Population Biology, 21, 24-43.

HER	Simplified stream type	Shannon diversity index (B2+B3)	Original ASPT (B2+B3)	Polyvoltinism (B2+B3)	Ovoviviparity (B3)	TAX (B1+B2+B3)
HER 1 : Pyrénées						
	<i>TP1</i>	4.2759	7.2161	0.1684	0.0076	43.0000
	<i>P1</i>	4.6392	7.3273	0.1509	0.0062	51.3500
	<i>GM1</i>	4.6568	7.2233	0.1457	0.0060	44.0000
HER 2 : Alpes internes						
	<i>TP2</i>	4.0179	7.2571	0.1652	0.0070	39.9500
	<i>MP2</i>	3.2448	6.9167	0.1886	0.0126	34.8000
	<i>G2</i>	3.1198	6.5700	0.2786	0.0166	22.0000
HER 3 : Massif Central Sud						
	<i>TP3</i>	4.6387	7.3575	0.1504	0.0095	49.0000
	<i>P3</i>	4.7528	7.3792	0.1656	0.0010	47.3500
	<i>GM3</i>	4.2866	7.2453	0.1983	0.0089	46.4000
HER 4 : Vosges						
	<i>TP4</i>	3.9876	7.2273	0.2301	0.0073	46.5000
	<i>P4</i>	4.3509	7.2538	0.2175	0.0204	45.8000
	<i>M4</i>	4.0218	7.15625	0.2231	0.0102	47.0000
HER 5 : Jura Préalpes du Nord						
	<i>TP5</i>	4.3613	6.9435	0.2139	0.0255	48.4000
	<i>P5</i>	4.3451	6.8548	0.2305	0.0304	47.5500
	<i>GM5</i>	4.1176	7.1490	0.2063	0.0121	42.7000
HER 6 : Méditerranéenne						
	<i>TP6</i>	3.6598	6.8708	0.2605	0.0694	50.0000
	<i>MP6</i>	4.0218	7.0150	0.2407	0.0187	51.9000
	<i>GM6</i>	3.9087	6.6207	0.2761	0.0193	53.4000
HER 7 : Préalpes du Sud						
	<i>TP7</i>	4.0933	7.0071	0.2401	0.0074	44.1000
	<i>GMP7</i>	3.9056	7.0453	0.2004	0.0032	47.3000
HER 8 : Cévennes						
	<i>PTP8</i>	4.3600	7.2093	0.2000	0.0116	52.5500
	<i>GM8</i>	3.9826	7.1793	0.2361	0.0160	46.3500
HER 9 : Tables Calcaires						
	<i>TP9</i>	4.3397	6.7665	0.2661	0.0530	52.6500
	<i>P9</i>	4.2396	7.0000	0.2448	0.0611	57.2500
	<i>M9</i>	3.9987	7.0754	0.2459	0.0961	56.0000
	<i>G9</i>	3.9571	6.6429	0.3005	0.1016	47.5000
HER 10 : Côtes Calcaires Est						
	<i>TP10</i>	4.0622	6.9923	0.2529	0.0422	46.9000
	<i>P10</i>	3.8487	6.8046	0.2260	0.0704	47.4500
	<i>M10</i>	4.0517	6.6129	0.2810	0.0565	51.0000
	<i>G10</i>	4.2319	6.8034	0.2998	0.1155	53.1000
HER 11 : Causses Aquitains						
	<i>PTP11</i>	4.3977	6.8684	0.2455	0.0873	52.2500
	<i>M11</i>	4.4517	7.2971	0.2199	0.0125	55.5500
	<i>G11</i>	3.6611	7.0188	0.2867	0.0442	48.8000
HER 12 : Armoricaïn						
	<i>TP12</i>	4.3958	7.0830	0.2001	0.0093	61.3000

<i>P12</i>	4.5245	7.2179	0.2103	0.0116	55.1000
<i>M12</i>	4.3451	7.3711	0.2065	0.0099	54.3000
<i>G12</i>	4.2119	6.5636	0.3006	0.0802	53.7000
HER 13 : Landes					
<i>PTP13</i>	3.3689	6.7000	0.2308	0.0174	40.0000
HER 14 : Coteaux Aquitains					
<i>TP14</i>	4.2136	6.5833	0.2310	0.0139	55.7000
<i>P14</i>	4.4925	7.2004	0.2469	0.0237	45.5000
<i>GM14</i>	4.1388	6.8106	0.2690	0.0155	42.5500
HER 15 : Plaine de Saône					
<i>TP15</i>	3.5453	6.5590	0.2359	0.1044	45.7500
<i>MP15</i>	3.9035	6.9540	0.2286	0.0197	38.6500
HER 16 : Corse					
<i>M16</i>	3.8343	6.9726	0.2330	0.0095	35.4500
<i>G16</i>	3.2272	6.5425	0.3106	0.0141	31.0000
HER 17 : Dépressions Sédimentaires					
<i>PTP17</i>	4.1967	6.6232	0.2512	0.0470	48.5000
HER 18 : Alsace					
<i>TP18</i>	3.0748	5.3189	0.3676	0.2962	34.0000
<i>MP18</i>	4.1192	6.6375	0.2713	0.0763	45.9000
HER 19 : Grands Causses					
<i>P19</i>	4.1831	7.0653	0.2179	0.0635	55.8000
<i>GM19</i>	3.8044	7.1560	0.2025	0.0150	49.0000
HER 20 : Dépôts argilo-sableux					
<i>PTP20</i>	3.8253	6.6574	0.2662	0.0616	48.5000
HER 21 : Massif Central Nord					
<i>TP21</i>	4.4213	7.3904	0.1860	0.0054	44.4000
<i>P21</i>	4.5879	7.4058	0.1715	0.0121	51.1000
<i>M21</i>	4.5110	7.4688	0.1730	0.0047	54.0000
<i>G21</i>	4.6040	7.4207	0.1863	0.0119	46.0000
HER 22 : Ardennes					
<i>TP22</i>	4.5894	7.2519	0.1664	0.0115	51.4500
<i>P22</i>	4.4083	7.1629	0.2042	0.0211	55.0000

TP Very small
 PTP Small & very small
 P Small
 MP Medium & small
 M Medium
 GM Large & medium
 G Large



Programme scientifique :
(soutenu par le MEEDDAT)

**"Invertébrés benthiques : métriques biologiques,
conditions de référence, méthodes de
bioindication, système-expert"**

Rapport d'activité - année 1

Rédaction : Philippe Usseglio-Polatera & Cédric Mondy

Novembre 2008

Remerciements :

Nous remercions très chaleureusement tous les hydrobiologistes des Directions Régionales de l'Environnement qui ont contribué efficacement à la sélection des sites du réseau de référence, ont géré leur classification typologique, leur description mésologique et l'échantillonnage faunistique de leurs peuplements invertébrés. Cette étude qui vise à optimiser les méthodes de diagnostic écologique des cours d'eaux basées sur le compartiment invertébré benthique ne pourrait se réaliser sans leurs précieux concours et incontournable collaboration.

Nous remercions également très vivement Jean-Gabriel Wasson et Virginie Archambault du CEMAGREF (Groupement de Lyon, Unité de Recherches Biologie des Ecosystèmes Aquatiques), avec lesquels les discussions régulières, stimulantes et toujours fructueuses ont permis de progresser positivement vers un objectif commun : l'amélioration des protocoles d'échantillonnage du compartiment benthique dans les eaux courantes. Cette amélioration devrait permettre d'obtenir une information biologique plus pertinente pour un diagnostic écologique des cours d'eaux plus complet, plus fiable et ... compatible DCE.

Nous ne saurions oublier Christelle Rioury et Isabelle Vial (MEEDDAT) qui ont activement participé à la phase d'élaboration et de mise en route de la convention entre le MEEDDAT et Université Paul Verlaine - Metz, et ont suivi de très près les différentes étapes de la mise au point des protocoles d'échantillonnage. Nous les en remercions cordialement.

Nous remercions Nicolas Mangin (CEMAGREF de Lyon) pour son travail de bancarisation des données acquises sur les sites du réseau de référence produites par les DIREN ; données qui nous ont été fournies en avril 2008. Sa disponibilité et sa bonne connaissance de la base de données, nous ont permis de résoudre un certain nombre de problèmes liés aux données brutes.

Sommaire :

Listes des Figues	p. 6
Listes des Tableaux	p. 11
I - <u>Contexte historique</u>	p.12
1 - <u>IBGN et Directive Cadre Européenne</u>	p.12
2 - <u>Conditions de référence</u>	p.14
II - <u>Objectifs de la première année d'étude</u>	p.17
1. - <u>Valider les modalités d'échantillonnage des invertébrés et de traitement des échantillons élémentaires du protocole « RCS »</u>	p.17
1.1. - <u>Quels objectifs ?</u>	p.17
1.2. - <u>Avec quelles données ?</u>	p.19
2. - <u>Adapter le protocole « RCS » aux grandes rivières</u>	p.20
2.1. - <u>Quels objectifs ?</u>	p.20
2.2 - <u>Avec quelles données</u>	p.22
3. - <u>Fournir des premiers éléments de description de l'état de « référence biologique » pour les différents types de cours d'eau</u>	p.22
III - <u>Résultats de la première année d'étude</u>	p.24
1. - <u>Validation des modalités d'échantillonnage des invertébrés et de traitement des échantillons élémentaires du protocole « RCS »</u>	p.24
1.1. - <u>Intérêt relatif d'un échantillonnage des habitats « marginaux » et des « habitats dominants »</u>	p.24
1.2. - <u>Habitabilité relative des différents types de substrat : quelle influence potentielle sur l'ordre de priorité à retenir lors de l'échantillonnage d'un point de prélèvement ?</u>	p.30
1.3. - <u>Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant</u>	p.35

1.3.1. - <u>Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant, tous substrats confondus</u>	p. 36
1.3.2. - <u>Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant par type de substrat</u>	p. 36
1.4. - <u>Quel effort d'échantillonnage pour assurer le meilleur compromis entre qualité de l'image restituée de l'assemblage macrobenthique et quantité de travail à fournir ?</u>	p.40
1.5. - <u>Quel est le meilleur compromis entre le nombre de prélèvements à réaliser (i) parmi les supports marginaux les plus biogènes, et (ii) compte tenu des surfaces de recouvrement des différents types de substrats de la mosaïque benthique ?</u>	p.45
1.6. - <u>Stress anthropiques et « substrats sentinelles »</u>	p.49
1.6.1. - <u>Qu'est-ce qu'un bon substrat sentinelle ?</u>	p. 50
1.6.2. - <u>Quelle démarche utilisée ?</u>	p. 50
1.6.3. - <u>Analyse statistique</u>	p. 51
1.6.4. - <u>Combinaisons de traits dans les assemblages faunistiques des relevés unitaires</u>	p. 52
1.7. - <u>Limites d'utilisation du protocole RCS</u>	p.55
1.8. - <u>Protocole RCS et assurance qualité</u>	p.55
1.8.1. - <u>Définition typologique d'un point de prélèvement</u>	p. 55
1.8.2. - <u>Regroupement des prélèvements unitaires par bocaux</u>	p. 58
1.8.3. - <u>Pratiques de laboratoire</u>	p. 59
1.8.3.1. - <u>Sous-échantillonnage et estimation des effectifs</u>	p. 60
1.8.3.2. - <u>Niveaux de détermination</u>	p. 61
2. - <u>Proposer une adaptation du protocole d'échantillonnage RCS utilisables pour les grands cours d'eau, après bilan de l'intérêt respectif des trois stratégies d'échantillonnage associées dans le protocole actuellement utilisé (i.e. IBGA), à partir des données disponibles</u>	p.63
2.1. - <u>Trois méthodes d'échantillonnage complémentaires</u>	p. 63
2.2 - <u>Un protocole RCS adapté aux grands cours d'eau en cohérence avec le protocole RCS décrit dans la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007</u>	p. 64
2.2.1. - <u>La notion de « station » ou « point de prélèvement »</u>	p. 64

2.2.2. - <u>Un effort d'échantillonnage maintenu constant</u>	p. 65
2.2.3. - <u>Un principe général inchangé</u>	p. 66
2.2.4. - <u>Une combinaison de méthodes d'échantillonnage qui dépend de la configuration du point de prélèvement</u>	p. 66
2.2.5. - <u>Une liste faunistique de taxons « potentiellement capturables », mise à jour</u>	p. 68
2.2.6. - <u>Un traitement des échantillons similaire à celui préconisé par le protocole RCS</u>	p. 70
3. - <u>Premiers éléments de description de l'état de « référence biologique » pour les différents types de cours d'eau</u>	p.71
3.1. - <u>Structure taxonomique des peuplements benthiques des sites du réseau de référence par type de cours d'eau et par HER</u>	p. 72
3.2. - <u>Structure fonctionnelle des peuplements benthiques des sites du réseau de référence : influence du gradient longitudinal</u>	p. 90
4. - <u>Références citées</u>	p.97
5. - <u>Annexes</u>	p.105
<u>Annexe I - Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance</u>	p.105
<u>Annexe II - Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau - Adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau</u>	p.135

Liste des figures :

Figure 1 : Spécificité faunistique des bocaux « 1 » (habitats marginaux), « 2 » (habitats dominants avec priorité au support) et « 3 » (habitats dominants avec priorité aux surfaces de recouvrement) exprimée en nombre moyen de taxons nouveaux apportés par un bocal donné à la liste faunistique commune, en fonction de l'HER et du numéro d'ordre des cours d'eau à hauteur des points de prélèvement du réseau de sites de référence. HER 3, 4, 5, 6 et 7 (feuille 1) et HER 9, 10, 12, 20 et 21. (feuille 2).

Figure 2 : Spécificité faunistique des bocaux « 1 » (habitats marginaux), « 2 » (habitats dominants avec priorité au support) et « 3 » (habitats dominants avec priorité aux surfaces de recouvrement) exprimée en nombre moyen de taxons nouveaux d'Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères-Coléoptères-Odonates (EPTCO) apportés par un bocal donné à la liste faunistique commune, en fonction de l'HER et du numéro d'ordre des cours d'eau à hauteur des points de prélèvement du réseau de sites de référence.

Figure 3 : Evolution de la diversité environnementale moyenne (± 1 écart-type) de la mosaïque benthique en fonction de l'HER et du numéro d'ordre du cours d'eau à hauteur du point de prélèvement. La diversité environnementale est calculée par application de l'indice H de Shannon à la distribution des surfaces de recouvrement relatives estimées des différents types de substrats de cette mosaïque.

Figure 4 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [15300 prélèvements unitaires x 5 métriques représentant l'habitabilité des substrats] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différents types de substrats sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE)
- c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Figure 5 : Classification, par la méthode d'inférence conditionnelle, des différents types de substrat sur la base des valeurs d'un indice d'habitabilité calculé pour 15300 prélèvements élémentaires. Les séparations dichotomiques sont validées par un test de permutation dont les p values (= valeurs de risque α) sont indiquées. Les boîtes à moustaches représentent la distribution des valeurs de l'indice dans les éléments finaux de la classification pour lesquels les effectifs (n) sont indiqués. Les boîtes sont délimitées par les premier et troisième quartiles, la médiane est indiquée. Les moustaches couvrent une étendue correspondant à 1,5 fois la différence inter-quartiles. Les cercles blancs représentent les valeurs considérées comme aberrantes (= outliers).

Figure 6 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [15300 prélèvements unitaires x 5 métriques représentant l'habitabilité des classes de vitesse de courant] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différentes classes de vitesse de courant sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE) ; les prélèvements élémentaires réalisés dans la classe de vitesse N2, faiblement représentés (148 sur 15300), ont été réunis avec ceux réalisés dans la classe de vitesse N4 (1277)

c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Figure 7 : Classification, par la méthode d'inférence conditionnelle, des différentes classes de vitesses de courant, tous types de substrat confondus, sur la base des valeurs d'un indice d'habitabilité calculé pour 15300 prélèvements élémentaires. Les séparations dichotomiques sont validées par un test de permutation dont les p values (= valeurs de risque α) sont indiquées. Les boîtes à moustaches représentent la distribution des valeurs de l'indice dans les éléments finaux de la classification pour lesquels les effectifs (n) sont indiqués. Les boîtes sont délimitées par les premier et troisième quartiles, la médiane est indiquée. Les moustaches couvrent une étendue correspondant à 1,5 fois la différence inter-quartiles. Les cercles blancs représentent les valeurs considérées comme aberrantes (= outliers).

Figure 8 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [1661 prélèvements unitaires réalisés dans le substrat S25 (sable) x 5 métriques représentant l'habitabilité des classes de vitesse de courant] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différentes classes de vitesse de courant sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE)
- c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Figure 9 : Evolution du nombre moyen (± 1 écart-type) de taxons nouveaux (i) tous groupes faunistiques confondus (= S) et (ii) pour le groupe des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 12 prélèvements élémentaires réalisés simultanément sur un même point de prélèvement. Les prélèvements successifs sont agglomérés dans l'ordre décroissant d'habitabilité des substrats pour respectivement les bocal 1 (pas 1 à 4), 2 (pas 5 à 8) et 3 (pas 9 à 12). Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même rang de l'HER 10.

Figure 10 : Evolution du nombre moyen (± 1 écart-type) de taxons nouveaux (i) tous groupes faunistiques confondus (= S) et (ii) pour le groupe des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 12 prélèvements élémentaires réalisés simultanément sur un même point de prélèvement. Les prélèvements successifs sont agglomérés dans un ordre aléatoire. Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même rang de l'HER 10.

Figure 11 : Evolution du nombre moyen (± 1 écart-type) de taxons nouveaux, tous groupes faunistiques confondus (= S), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 4 prélèvements élémentaires correspondant au même bocal (bocal « 1 » = habitats marginaux ; bocal « 2 » et bocal « 3 » = habitats dominants). Les prélèvements unitaires sont agglomérés dans l'ordre d'habitabilité décroissante des substrats sur lesquels ils ont été réalisés. Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même ordre de l'HER 10.

Figure 12 : Evolution du nombre moyen (± 1 écart-type) de taxons nouveaux appartenant au groupe des Ephéméroptères/Plécoptères/Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 4 prélèvements élémentaires

correspondant au même bocal (bocal « 1 » = habitats marginaux ; bocal « 2 » et bocal « 3 » = habitats dominants). Les prélèvements unitaires sont agglomérés dans l'ordre d'habitabilité décroissante des substrats sur lesquels ils ont été réalisés. Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même ordre de l'HER 10.

Figure 13 : Présentation des coordonnées des assemblages taxonomiques des différents types de substrat et pour les différents types de perturbation, le long du premier axe factoriel (F1) défini par l'analyse des correspondances sur codages flous (FCA). Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque catégorie de perturbation. Les types de perturbations étudiés sont : les pollutions toxiques (T), la contamination organique (O), la dégradation physique de l'habitat (H), la perturbation du régime hydrologique (R) et l'acidification (A). Rf = mésohabitats des sites de référence.

Figure 14 : Description du protocole d'identification et de dénombrement des taxons aux différents niveaux systématiques d'identification préconisés par la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 (cf. § IV.2.3 et Annexe 4).

Figure 15 : Coupe transversale d'un grand cours d'eau. Délimitation de la zone de berge, la zone intermédiaire (accessible et non accessible) et de la zone du chenal profond.

Figure 16 : Synopsis de la conduite de l'échantillonnage associé au protocole RCS dans les grands cours d'eau.

Figure 17 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologique : Distribution des richesses numériques (Q) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 18 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des richesses taxonomiques (S) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 19 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des diversités taxonomiques (H) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 20 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des classes de variété taxonomique (Var Tax), telles que définies dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 21 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution du Groupe Faunistique Indicateur (GFI), tel que défini dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un

trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 22 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 23 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Average Score Per Taxon (ASPT), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 24 (parties 1 & 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de la fréquence relative des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères (EPT) en termes de richesse taxonomique dans le peuplement benthique [% EPT (S)], par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Figure 25 : Fréquences relatives d'utilisation de 4 classes de taille potentielle (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher. t = taille maximale potentielle

Figure 26 : Fréquences relatives d'utilisation de 2 modalités de la variable « longueur du cycle biologique » (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher. L = longueur du cycle biologique

Figure 27 : Fréquences relatives d'utilisation de 4 modes d'alimentation (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

Figure 28 : Fréquences relatives d'utilisation des habitats présentant trois degrés de trophie différents (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

Figure 29 : Fréquences relatives d'utilisation des 3 modalités de la variable « température » (exprimées en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

Liste des tableaux :

Tableau I : Ordre de priorité dans la sélection des substrats à échantillonner par application des protocoles IBGN (AFNOR, 2004), RCS (MEDD, 2007) et compte tenu des résultats de l'analyse réalisée sur leur habitabilité respective.

Tableau II : Ordination des classes de vitesse par type de substrat en fonction de leur caractère biogène (=habitabilité) décroissant de la gauche (+) vers la droite (-). Les classes de vitesse (représentées par leurs codes Sandre) qui appartiennent à une même cellule sont considérées comme « non significativement différentes » en termes d'habitabilité par l'algorithme de classification par inférence conditionnelle.

Tableau III : Types de substrat recommandés pour être utilisés comme substrats sentinelles pour différents types de perturbation

Tableau IV : Taxons à ajouter à la liste finie des taxons à référencer pour les grands cours d'eau. Les genres suivis d'un astérisque (*) sont des genres invasifs dont au moins une espèce est susceptible d'être introduite dans un proche avenir dans les eaux continentales françaises (cf. site « invabio » à l'adresse www.invabio.univ-metz.fr).

I - Contexte historique

1 - IBGN et Directive Cadre Européenne

La Directive (2000/60/CE) du Parlement Européen et du Conseil de l'Union Européenne qui a établi un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, fixe notamment, dans son annexe V, les règles à respecter quant à la classification et la présentation des « états écologiques ».

Il est notamment stipulé que :

« Les Etats membres établissent des systèmes de contrôle aux fins d'estimer les valeurs des éléments de qualité biologique spécifiés pour chaque catégorie d'eau de surface ou pour des masses d'eau de surface fortement modifiées et artificielles. Lorsque la procédure exposée ci-dessous est appliquée aux masses d'eau de surface fortement modifiées ou artificielles, les références à l'état écologique doivent être considérées comme des références au potentiel écologique. Ces systèmes peuvent se servir d'espèces ou de groupes d'espèces particuliers, qui sont représentatifs de l'élément de qualité dans son ensemble » (§ 1.4, alinéa 1, p. 58) ;

« Afin d'assurer la comparabilité des systèmes de contrôle, les résultats des systèmes utilisés par chaque Etat membre sont exprimés comme des ratios de qualité écologique aux fins de la classification de l'état écologique. Ces ratios représentent la relation entre les valeurs des paramètres biologiques observées pour une masse d'eau de surface donnée et les valeurs de ces paramètres dans les conditions de référence applicables à cette masse. Le ratio est exprimé comme une valeur numérique entre zéro et un, le très bon état écologique étant représenté par des valeurs proches de un et le mauvais état écologique, par des valeurs proches de zéro » (§ 1.4, alinéa 2, p. 58) ;

« Chaque état membre répartit les ratios de qualité écologique de son système de contrôle pour chaque catégorie d'eau de surface en cinq classes d'état écologique allant de « très bon » à « mauvais », comme indiqué au point 1.2, en attribuant une valeur numérique à chacune des limites entre les classes. La valeur de la limite entre les classes « très bon » et « bon » état écologique et la valeur de la limite entre « bon » état et état « moyen » sont établies à l'aide de l'exercice d'interétalonnage ... » (§ 1.4, alinéa 3, p. 58).

L'annexe V fixe d'autre part les éléments de qualité à prendre en compte pour la classification de l'état écologique, notamment pour les rivières (§ 1.1.1). Parmi les paramètres biologiques, il est fait référence aux « composition et abondance de la faune invertébrée » (p. 34).

La définition normative des classifications de l'état écologique des rivières (§ 1.2, p. 38), pour l'élément de qualité biologique (EQR) « faune benthique invertébrée » (p. 39-43) fait par ailleurs explicitement référence à plusieurs critères de description de cet EQR, à savoir : (i) la « composition et l'abondance taxinomique », (ii) « le ratio des taxa sensibles par rapport aux taxa insensibles » et (iii) le niveau de diversité des taxa d'invertébrés ».

L'indice Biologique Global Normalisé (IBGN) est la méthode normalisée nationale actuelle (NF T 90350 1992, 2004) visant à évaluer l'état écologique des cours d'eaux, sur la base de l'EQR « faune benthique invertébrée », échantillonnable à pied (ou à l'aide d'embarcations légères) à l'aide d'un engin de type filet « Surber » ou filet « Haveneau ».

Un premier diagnostic de l'IBGN, au regard de la Directive Cadre sur l'Eau et par rapport aux méthodes les plus récentes développées au niveau européen, a montré ses faiblesses notamment dans :

- sa collecte de données non quantitatives, de niveau taxinomique limité à la famille, à l'aide d'un protocole d'échantillonnage spécifique n'assurant pas une représentativité optimale des sites ;
- sa non prise en compte de l'ensemble des paramètres biologique inclus dans la « définition normative » des critères de bon état écologique au sens de la DCE ;
- sa faible capacité à diagnostiquer précisément les causes de la perturbation ;
- sa stratégie de bioévaluation de l'état écologique d'un cours d'eau non effectuée par comparaison avec une situation de référence objective et pertinente pour la masse d'eau considérée (un score maximal de 20 étant implicitement considéré comme référence commune à l'ensemble des masses d'eau prospectables avec ce protocole);
- le peu de cohérence entre les objectifs justifiant les principes théoriques de la stratégie d'échantillonnage IBGN (i.e. l'évaluation des capacités biogènes d'un point de prélèvement) avec les objectifs qui sous-tendent la stratégie d'échantillonnage des invertébrés benthiques des méthodes de bioévaluation élaborées par certains de nos partenaires européens (e.g. l'obtention d'une « image moyenne » du peuplement benthique sur un point de prélèvement, protocole AQEM ; HERING *et al.* 2003).

Un des objectifs du LIEBE, au travers de cette étude, en collaboration avec le CEMAGREF (groupement de Lyon) est donc (i) de permettre la mise en conformité de la méthode nationale de bioévaluation des cours d'eau, via la faune

benthique invertébrée, aux exigences de la DCE, (ii) de transformer l'IBGN actuel, à considérer plutôt comme un « indicateur d'état », en un véritable « outil de diagnostic » et (iii) de faciliter l'intercalibration des méthodes européennes d'évaluation de l'état écologique (et les comparaisons internationales des résultats de bioévaluation) en recherchant une meilleure cohérence du protocole national normalisé avec les stratégies d'évaluation de nos partenaires européens.

2 - Conditions de référence

Parmi les premières tâches prévues par le calendrier de mise en oeuvre de la Directive Cadre sur l'Eau, une liste de « sites de référence » pour la biologie, et pour chaque type de masse d'eau était à transmettre à la Commission Européenne en 2003 ; les conditions de référence étant initialement à fournir pour 2006.

Afin d'effectuer cet exercice, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Direction de l'Eau) a suscité, en mai 2003, la réunion de groupes d'experts, dont l'un, animé par François SIMONET (Agence de l'Eau Adour-Garonne) et Jean-Gabriel WASSON (CEMAGREF, groupement de Lyon) était précisément mandaté pour définir la stratégie d'acquisition et de traitement des données nécessaires à l'évaluation des conditions de références biologiques par type de masse d'eau de cours d'eau.

Les conclusions, quant à l'EQR « faune benthique invertébrée » stipulaient :

- que le protocole d'échantillonnage IBGN devait être amélioré de façon à mieux prendre en compte la mosaïque des habitats, avec une éventuelle augmentation du nombre de prélèvements élémentaires (de 1/20 m²) de 8 à 12 en hiérarchisant les prélèvements unitaires selon la représentativité de chaque habitat au sein de la station d'échantillonnage ;
- qu'il semblait envisageable de s'inspirer en partie du protocole européen AQEM alors en cours de mise au point au niveau européen ;
- que les listes faunistiques devaient également être revues, notamment en recherchant, pour certains groupes d'invertébrés, une détermination à un niveau taxinomique plus fin, mais que ces déterminations devaient rester à la portée d'un hydrobiologiste de DIREN ou de bureau d'étude.

Une proposition détaillée de protocole effectuée par P. USSEGLIO-POLATERA (expert « invertébrés ») jointe en annexe au relevé de décisions de la réunion du groupe d'experts DCE/ESC, a servi de base à la mise au point, par l'Université Paul Verlaine de Metz (Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes) et le CEMAGREF (groupement de Lyon), du protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques dans le réseau « sites de référence » [Annexe V de la Circulaire DE/MAGE/BEMA 04/N 18 n° 2004-08

DCE du 23/12/2004 relative à la constitution et la mise en oeuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau), modifiée le 28/01/05].

L'objectif premier de ce protocole était de pouvoir assurer une évaluation de l'état de référence (1) sur la base de métriques tenant compte à la fois de la richesse taxonomique maximale (potentielle) et de la composition taxonomique (notamment en termes de taxons polluo-sensibles) du peuplement benthique stationnel, mais également (2) en tenant compte du "fond faunistique moyen" de cette station; le compromis adopté en termes d'échantillonnage permettant de ne pas trop biaiser l'évaluation de l'un et l'autre des deux groupes d'indicateurs.

La Direction de l'Eau préconisant l'utilisation de l'IBGN comme méthode (provisoire) d'analyse des peuplements stationnels afin d'assurer le suivi des invertébrés benthiques dans les cours d'eau (circulaires DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en oeuvre du réseau des sites de référence et DCE 2006/16 relative à la constitution et la mise en oeuvre du programme de surveillance), le protocole "sites de référence" a essayé d'assurer une compatibilité des données recueillies à la fois avec l'IBGN actuel (pour garantir la continuité des suivis) et les exigences de la DCE en termes de niveau taxonomique et de quantification des données faunistiques (USSEGLIO-POLATERA & WASSON, 2005).

Ce protocole n'avait pas vocation à être utilisé « en routine » comme protocole d'échantillonnage du compartiment « invertébrés benthiques » avec un objectif d'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau. Il avait été uniquement établi comme support méthodologique à la collecte objective de données faunistiques (et mésologiques) pour l'établissement des conditions de référence par type de masse d'eau.

Au-delà de la définition des conditions de référence biologiques, ce protocole devait simplement contribuer à la mise au point de méthodologies « DCE compatibles » pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eaux.

Afin de constituer un bon compromis entre les deux principales stratégies d'échantillonnage actuellement utilisées à l'échelle européenne : l'approche de type "AQEM-STAR" (HERING *et al.* 2003, FURSE *et al.* 2006) qui adopte un échantillonnage des habitats strictement au prorata des surfaces de recouvrement des différents supports présents sur la mosaïque benthique (donc qui tente préférentiellement de décrire la composition moyenne d'une communauté stationnelle) et l'approche française (type IBGN) qui vise plus à mesurer les potentialités biogènes d'un site, en privilégiant l'échantillonnage des

supports les plus accueillants pour la faune, 8 prélèvements unitaires sur les 12 à réaliser suivant ce protocole étaient préconisés dans les habitats dominants (au moins 1/8^e de la surface benthique mouillée) au prorata des surfaces de recouvrement (étape A) et 4 prélèvements unitaires étaient préconisés dans les habitats marginaux (moins de 1/8^e de la surface benthique mouillée) dans l'ordre décroissant d'habitabilité suivant l'ordination IBGN (étape B).

Un tri séparé des 12 prélèvements unitaires avait été initialement demandé et appliqué pendant les premières campagnes de suivi des 399 stations du réseau national de « sites de référence ». Cette séparation avait l'avantage de permettre une approche écologique de chaque point de prélèvement, à 2 échelles spatiales : l'échelle « stationnelle » qui permet une évaluation écologique « globale » et réalise ainsi un « état des lieux » du point de prélèvement et l'échelle du couple « substrat/vitesse » (ou mésohabitat) qui permet un diagnostic plus précoce d'une perturbation (dans la logique d'une approche « habitats sentinelles sensibles »), et donc plus proche des interventions de gestion.

Afin de réduire le temps de traitement des échantillons, un protocole de regroupement des 12 prélèvements en 3 bocaux de 4 prélèvements unitaires a ensuite été établi de façon à assurer un bon compromis entre quantité d'information écologique conservée et coût de traitement global des échantillons élémentaires prélevés sur le point de prélèvement.

Le protocole complet, a été initialement diffusé aux utilisateurs de terrain fin janvier 2005 pour sa mise en œuvre dans le réseau de sites de référence. Il décrit précisément :

- la méthode d'échantillonnage sur le terrain,
- le niveau de détermination taxonomique requis, et les documents de référence ;
- le protocole de traitement des échantillons au laboratoire.

Ce protocole a ensuite fait l'objet de modifications de détail au cours de l'année 2005 et au cours du printemps 2006 (USSEGLIO-POLATERA & WASSON 2005, USSEGLIO-POLATERA 2006) diffusées auprès des utilisateurs de terrain.

Il est à noter que la quantité d'information recueillie à l'échelle du couple « substrat/vitesse » pendant les campagnes 2005 et 2006 de suivi du réseau « sites de référence » devrait quand même permettre d'établir les conditions de référence non seulement à l'échelle du « point de prélèvement », mais également à l'échelle du « mésohabitat » (avec priorité à la nature du substrat), au moins pour les types de substrat les plus représentés dans les mosaïques d'habitats des différents types de masses d'eau au sein d'une même HER.

II - Objectifs de la première année d'étude

1. - Valider les modalités d'échantillonnage des invertébrés et de traitement des échantillons élémentaires du protocole « RCS »

1.1. Avec quels objectifs ?

L'aménagement du protocole "12 prélèvements" en protocole « RCS » avait pour objectif, une simplification et une amélioration de son rapport qualité/coût indispensables à une utilisation de ce protocole en routine.

Ce double objectif a nécessité une prise de décision rapide sur des aménagements relativement intuitifs, compte tenu des échéances imposées par le calendrier de la campagne d'échantillonnage 2007 du Réseau de Contrôle de Surveillance. Ces modifications ont été validées en réunion GNQE du 2 mars 2007 (cf. Annexe I).

Ces modifications nécessitaient cependant une validation scientifique afin de conforter le protocole dans sa forme actuelle ; la partie « échantillonnage » de celui-ci faisant actuellement l'objet d'une procédure de normalisation (3^e et 4^e réunions préparatoires les 23 octobre et 28 novembre 2008).

Les données obtenues au cours des campagnes d'échantillonnage 2005, 2006 et 2007 des stations de référence, notamment celles obtenues à l'échelle du couple support-vitesse (12 prélèvements conditionnés séparément sur certaines stations), devraient permettre de déterminer :

(i) l'intérêt relatif d'un échantillonnage des habitats « marginaux » et des « habitats dominants » au cours de l'application du protocole,

(ii) - quel est l'ordre « idéal » de priorité à retenir quand à la nature des supports à échantillonner en priorité, compte tenu - en particulier - des nouveaux niveaux systématiques d'identification préconisés et de l'inadaptation de l'ordre de priorité actuellement normalisé pour certains types de cours d'eau ? En effet, la procédure de sélection des supports à échantillonner telle que définie par le protocole normalisé IBGN (AFNOR 2004) est basée sur un ordre de priorité des différents types de supports qu'il convient de réexaminer en profondeur. Ainsi, dans un contexte hydro-écorégional donné (e.g. les petits cours d'eaux alpins), le suivi du protocole d'échantillonnage actuel peut amener à la "non sélection" d'un type de support donné (i.e. les blocs), malgré le caractère fortement biogène de ce support (car particulièrement stable dans une ambiance de fortes contraintes hydrauliques), compte tenu de son mauvais classement dans l'ordre IBGN de priorité des substrats à échantillonner. Pour réduire le

risque de non sélection de ce support dans le contexte écorégional précité, son classement a été modifié dans l'ordre de priorité des supports à échantillonner lors de l'application du nouveau protocole RCS. Il convient cependant de justifier objectivement la nouvelle ordination des supports adoptée dans le protocole RCS, et de vérifier sa pertinence pour tous les types de cours d'eau, quelles que soient leur taille et leur appartenance hydro-écorégionale.

(iii) quel est le meilleur compromis entre le nombre de prélèvements à réaliser (1) parmi les supports les plus biogènes, et (2) au prorata des surfaces de recouvrement des différents supports de la mosaïque benthique, pour assurer à la fois une image pertinente de la structure taxonomique et fonctionnelle de l'assemblage faunistique autochtone et des capacités biogènes du site ?

(iv) quel est le nombre optimal de prélèvements unitaires à réaliser pour assurer le meilleur compromis entre qualité de l'information restituée et quantité de travail à fournir (en termes d'échantillonnage et de traitement des échantillons),

(v) - quel est l'ordre de priorité à éventuellement recommander quant à la classe de vitesse dans laquelle prélever les macroinvertébrés, notamment pour les habitats marginaux échantillonnés dans un ordre d'habitabilité décroissant, pour obtenir l'image la plus pertinente possible du peuplement stationnel (avec un minimum de prélèvements unitaires). Cet ordre correspond-t-il aux règles de sélection édictées dans l'actuel protocole RCS ?

(vi) - s'il existe des supports qui réagissent de manière particulièrement sensible à certains types de perturbation (qualifiables d' "habitats sentinelles"). Au-delà du protocole d'échantillonnage à définir pour une évaluation globale de la qualité écologique d'une station, il paraît en effet intéressant de déterminer s'il existe des supports élémentaires sur lesquels la faune hébergée serait particulièrement apte à mettre en évidence une perturbation de nature déterminée (e.g. organique, toxique, acide, hydrologique, physique...). Ces supports pourraient alors permettre la mise au point et la standardisation de protocoles de suivis « allégés », plus particulièrement destinés à la mise en évidence précoce de perturbations anthropiques ciblées. En effet il a déjà été démontré que les premiers signes de dégradation d'une station faiblement impactée, pouvaient encore passer inaperçus à une échelle d'observation "stationnelle" des peuplements benthiques, alors qu'ils étaient significativement observables à l'échelle plus fine du "mésohabitat" (= couple "support/vitesse"), sur des supports de nature déterminée (e.g. ARCHAIMBAULT 2003, PISCART *et al.* 2006).

Sur la base de l'analyse des données acquises et du retour d'expérience des hydrobiologistes de terrain, il reste également :

(vii) - à préciser les limites d'application du protocole (en particulier pour les grandes rivières),

(viii) - à valider la stratégie actuelle de recueil et de présentation des données environnementales consignées sur le terrain et à éventuellement compléter ce recueil de données par toutes informations complémentaires qui se révéleront indispensables pour une meilleure interprétation des données faunistiques.

et (ix) - à définir les termes de l'assurance qualité.

1.2. - Avec quelles données ?

Une première base de données environnementales et faunistiques bancarisées par le CEMAGREF (groupement de Lyon) sur les stations du réseau de sites de référence nous a été fournie en avril 2008 (environ 15300 listes faunistiques à l'échelle du couple « substrat x vitesse du courant »), dans une forme, cependant, non validée.

Un certain nombre d'erreurs évidentes et/ou de résultats suspects, tant dans (i) la description mésologique des sites, (ii) les cortèges faunistiques identifiés ou (iii) le regroupement des 12 prélèvements unitaires en 3 bocaux, ont été identifiées, lors des premières analyses. Les erreurs dans la description typologique des sites ont pu être réglées avec le CEMAGREF dans la plupart des cas. Les taux d'erreurs dans le regroupement des 12 relevés unitaires en 3 bocaux sont parfois très élevés (e.g. 90% d'erreurs de regroupement sur l'HER 10). Il sera cependant possible de corriger ces erreurs de regroupement, après vérification systématique des listes stationnelles. Le tri séparé des 12 relevés élémentaires qui a été appliqué, permettra en effet de redéfinir la structure faunistique attendue des 3 bocaux, si aucune erreur n'a affecté le choix de la combinaison de 12 supports à échantillonner. Un examen approfondi des données faunistiques a montré également une fréquence plus élevée que prévue d'identifications douteuses (e.g. taxons identifiés loin de leur aire « traditionnelle » de distribution) ou d'effectifs « étonnants » (parfois plusieurs centaines ou milliers d'individus pour des taxons connus pour être relativement « rares »). Par conséquent, nous avons décidé en concertation avec le CEMAGREF de Lyon (i.e. Virginie ARCHAIMBAULT) d'effectuer une validation « ligne par ligne » de toutes les listes faunistiques, avant d'entamer les analyses « définitives » de la base de données. Cette validation est actuellement en cours.

Ce constat relativement inattendu pose le problème de la validation des données, avant leur bancarisation. Il apparaît urgent et indispensable de définir précisément les compétences de chacun en la matière. Une double validation, d'une part au sein de chaque DIREN, par une personne « compétente » avant envoi des données brutes selon la mise en forme standard au CEMAGREF de Lyon, et d'autre part au sein du CEMAGREF avant bancarisation, paraît indispensable (cf. § 1.8.).

Nous allons néanmoins, à l'aide de la base de données « sites de référence » tenter de répondre aux différentes questions posées en préambule.

2. - Adapter le protocole « RCS » aux grandes rivières

Les caractéristiques physiques des grands cours d'eaux (e.g. profondeur largement supérieure à 1 mètre sur une majorité de la section mouillée) rendent inaccessibles la plupart des habitats de la mosaïque benthique avec les engins d'échantillonnage (i.e. filet Surber ou filet Haveneau) préconisés par le protocole RCS.

Le protocole normalisé IBGN, avait déjà fait l'objet d'une adaptation aux grandes rivières (IBGA, GAY *et al.* 1997), dont l'objectif était de compléter l'échantillonnage de type IBGN alors limité aux rives (8 prélèvements unitaires), par un échantillonnage complémentaire (i) du chenal profond par dragage (3 prélèvements unitaires) et (ii) des « zones annexes », difficilement échantillonnables par les techniques précédentes, par substrats artificiels (2 prélèvements unitaires), de façon à éviter une sous-évaluation systématique de l'état écologique des grands cours d'eau. Le protocole IBGA n'est cependant pas « DCE compatible » et présente un certain nombre de biais méthodologiques (cf. § 2.1)

Il convient donc de proposer un nouveau protocole de prélèvement des macroinvertébrés benthiques dans les grands cours d'eaux et de traitement des échantillons pour le Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS), dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE).

2.1 - Quels objectifs

La combinaison de 3 techniques d'échantillonnage dont l'une (les substrats artificiels) nécessite une double campagne de terrain pour la pose des substrats artificiels et leur retrait après 3 à 6 semaines de colonisation par les invertébrés benthiques, est lourde à mettre en œuvre. La réalisation de 13 prélèvements séparés, dont certains (e.g. ceux obtenus par dragage) sont de volume beaucoup plus important que le volume moyen généralement obtenu pour un prélèvement réalisé au filet Surber, leur tri individuel et l'évaluation quantitative des effectifs demandée, augmentent par ailleurs le temps de traitement des échantillons au laboratoire.

Le protocole IBGA est par ailleurs, dans sa conception, relativement peu satisfaisant dans son évaluation du statut écologique des grands cours d'eau, dans la mesure où il permet d'atteindre beaucoup plus facilement des scores très élevés (i.e. voisins ou égaux à la note maximale) pour des stations qui ne sont pas exemptes de pressions anthropiques significatives. Ainsi, lors d'une étude de la qualité écologique de la rivière Meuse, coordonnée par la Commission Internationale de Protection de la Meuse (cf. USSEGLIO-POLATERA & BEISEL 2002, 2003), un score IBGA compris entre 18 et 20 a été atteint pour les 6 stations situées sur le secteur français (i.e. Goncourt, Brixey-aux-Moines, Saint Mihiel, Inor, Donchéry et Ham sur Meuse) lors de la campagne d'août 1998, malgré un impact important des activités riveraines sur la qualité physico-chimique de l'eau et le degré de trophie de la rivière. Le nombre plus important de prélèvements unitaires (13 vs 8 pour l'IBGN), mais une détermination du score IBGA sur la même grille d'interprétation du Groupe Faunistique Indicateur et de la Classe de Richesse Taxonomique que l'IBGN, aboutissent en effet à une sur-estimation de l'indice biotique, principalement par sur-estimation de la Classe de Variété Taxonomique, conséquence directe d'un effort d'échantillonnage plus important. Ainsi sur la Meuse en 1998, exemple typique de grande rivière de plaine à faible pente, si le GFI était de 8 uniquement à Saint Mihiel, de 7 ou 6 sur les autres sites, la Classe de Variété taxonomique était la classe 14 (i.e. au moins 50 taxons) pour toutes les stations, avec jusqu'à 65 taxons différents simultanément rencontrés sur un site donné (e.g. Brixey-aux-Moines).

L'objectif est donc multiple :

- Analyser comparativement la contribution respectives des 3 techniques d'échantillonnage (filet Surber, dragage, substrats artificiels) sur des données historiques obtenues par application du protocole IBGA (cf. FERREOL *et al.* 2008), de façon à examiner la possibilité, au moins dans certains cas, d'une simplification de la combinaison de techniques d'échantillonnage à utiliser, sans perte d'information écologique significative,
- Adapter la stratégie d'échantillonnage (notamment en terme d'effort d'échantillonnage) de façon à rendre le système d'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau cohérent sur la totalité du profil longitudinal des réseaux hydrographiques. Il s'agit donc d'aménager le protocole IBGA, de façon à le rendre cohérent avec le protocole RCS.

2.2 - Avec quelles données

L'analyse comparative des 3 méthodes d'échantillonnage a été essentiellement réalisée par Martial FERREOL (CEMAGREF, groupement de Lyon), en collaboration avec Jean-Gabriel WASSON, Virginie ARCHAIMBAULT et Philippe USSEGLIO-POLATERA, à partir de données collectées en quantité suffisante pour permettre l'analyse sur les bassins de Loire-Bretagne (LB - 21 listes stationnelles), de la Meuse (M - 28 listes), du Rhin (R - 6 listes), de Rhône-Méditerranée-Corse (RMC - 400 listes) et de Seine-Normandie (SN - 80 listes).

Cette analyse a permis de justifier certaines des modifications proposées dans l'adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau, par USSEGLIO-POLATERA, WASSON & ARCHAIMBAULT (Proposition de note méthodologique, septembre 2008 - cf. Annexe II).

3. - Fournir des premiers éléments de description de l'état de « référence biologique » pour les différents types de cours d'eau

Même si une description précise de l'état de référence des différents types de cours d'eau fait partie des objectifs de la seconde année d'étude, des premiers éléments de description, faisant notamment intervenir des métriques taxonomiques et fonctionnelles potentiellement candidates à l'indice I2M2, ont été établis.

Avant de proposer de nouvelles métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE (notamment en termes d'évaluation d'un écart entre situation observée et situation de référence) et possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations, il convient de calculer les valeurs prises par toutes les métriques candidates à l'I2M2 et leur degré de variabilité intra- et inter-types de cours d'eau.

Ce travail sera réalisé, dans un premier temps, sur un pool de sites appartenant au réseau de référence. Il permettra d'établir les « valeurs de référence » caractéristiques de chaque type de cours d'eau, pour chacune des métriques testées. Il sera ensuite étendu aux points de prélèvement du réseau RCS, lorsque les listes faunistiques correspondantes seront disponibles en nombre suffisant, de façon à estimer les capacités de réponse de chaque métrique à différents stress anthropiques.

Nous nous limiterons dans ce rapport à une première illustration commentée de l'analyse exploratoire des données du réseau « sites de référence », effectuée pour apporter des premiers éléments de réponse commentés à l'étape initiale de la démarche ci-dessus décrite.

III - Résultats de la première année d'étude

1. - Validation des modalités d'échantillonnage des invertébrés et de traitement des échantillons élémentaires du protocole « RCS »

1.1. - Intérêt relatif d'un échantillonnage des habitats « marginaux » et des « habitats dominants »

Le protocole « sites de référence » préconise un échantillonnage en 2 étapes :

- une étape A au cours de laquelle **8 prélèvements** sont réalisés au prorata de la superficie des **différents supports dominants** (minéraux et organiques), l'échantillonnage s'effectuant « par tranche » de $1/8^e$ (= 12,5%) de la superficie benthique de la station, selon la règle du plus fort reste ;
- une étape B au cours de laquelle **4 prélèvements** supplémentaires sont réalisés sur les supports marginaux représentatifs (non échantillonnés au cours de l'étape A), compte tenu de leurs capacités biogènes (= habitabilité) respectives, en suivant l'ordre de priorité préconisé par la norme IBGN actuelle.

Les 4 prélèvements réalisés au cours de l'étape B sont réunis dans un premier bocal (= « **bocal 1** »).

Les prélèvements unitaires réalisés sur les supports dominants (de nature différente) les plus représentatifs de la mosaïque benthique sont réunis dans un second bocal (= **bocal "2"**) dans l'ordre décroissant de leurs superficies relatives, en sélectionnant pour chacun d'eux la classe de vitesse du courant la mieux représentée dans la station.

Si moins de quatre supports dominants de nature différente ont été identifiés sur le point de prélèvement, le bocal 2 est complété en sélectionnant, parmi les prélèvements sur supports dominants, un (ou des) support(s) dans l'ordre décroissant de leurs superficies relatives, si possible dans une classe de vitesse différente de celle déjà incluse dans cette combinaison.

Les 4 relevés restants seront alors regroupés dans un 3^e bocal (= **bocal "3"**).

Nous avons alors essayé, par combinaison « HER x N° d'ordre », de déterminer :

- quelle était la richesse taxonomique du peuplement de chaque bocal (Figure 1)
- ?

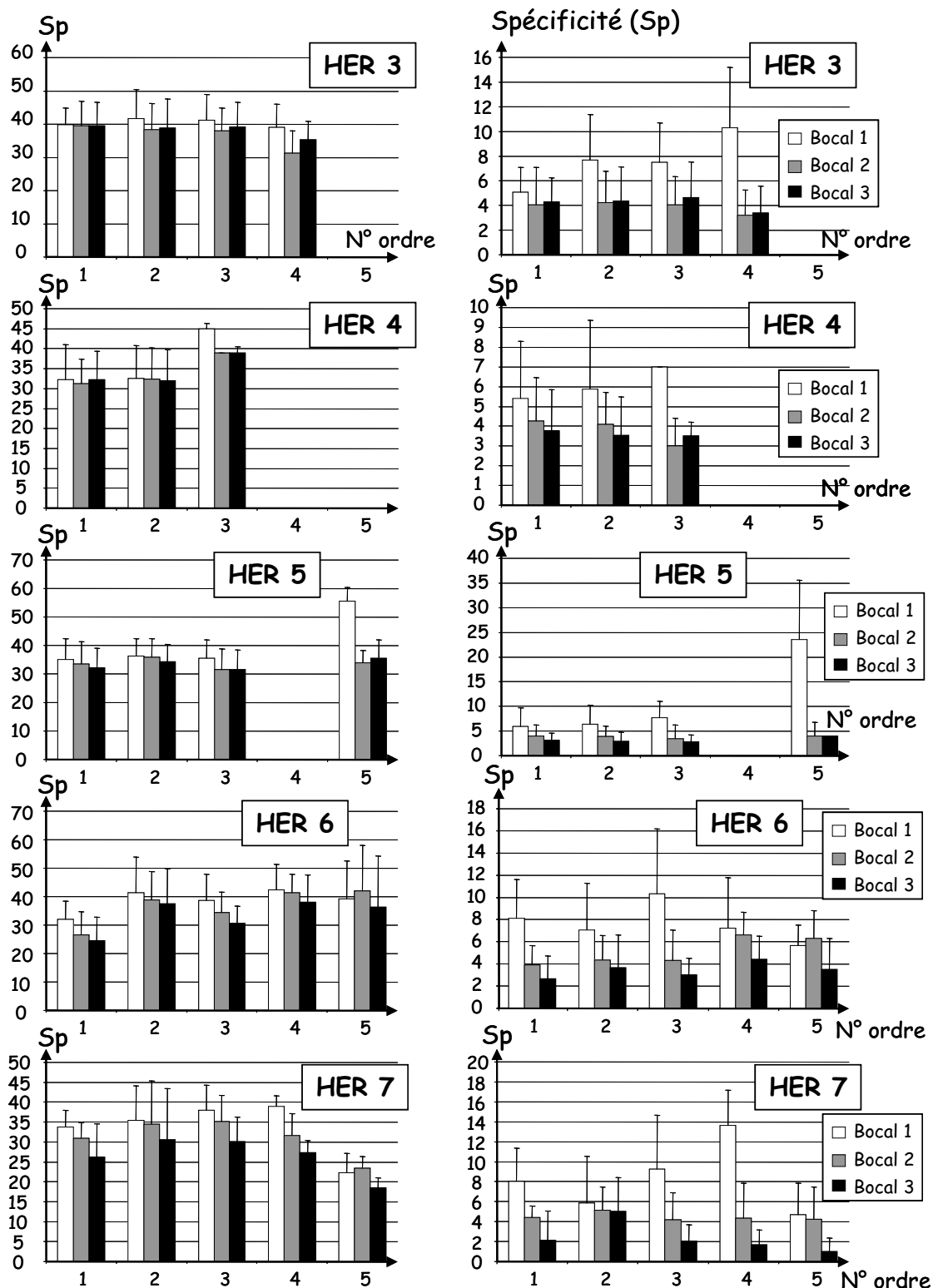


Figure 1 : Spécificité faunistique des bocaux « 1 » (habitats marginaux), « 2 » (habitats dominants avec priorité au support) et « 3 » (habitats dominants avec priorité aux surfaces de recouvrement) exprimée en nombre moyen de taxons nouveaux apportés par un bocal donné à la liste faunistique commune, en fonction de l'HER et du numéro d'ordre des cours d'eau à hauteur des points de prélèvement du réseau de sites de référence. HER 3, 4, 5, 6 et 7.

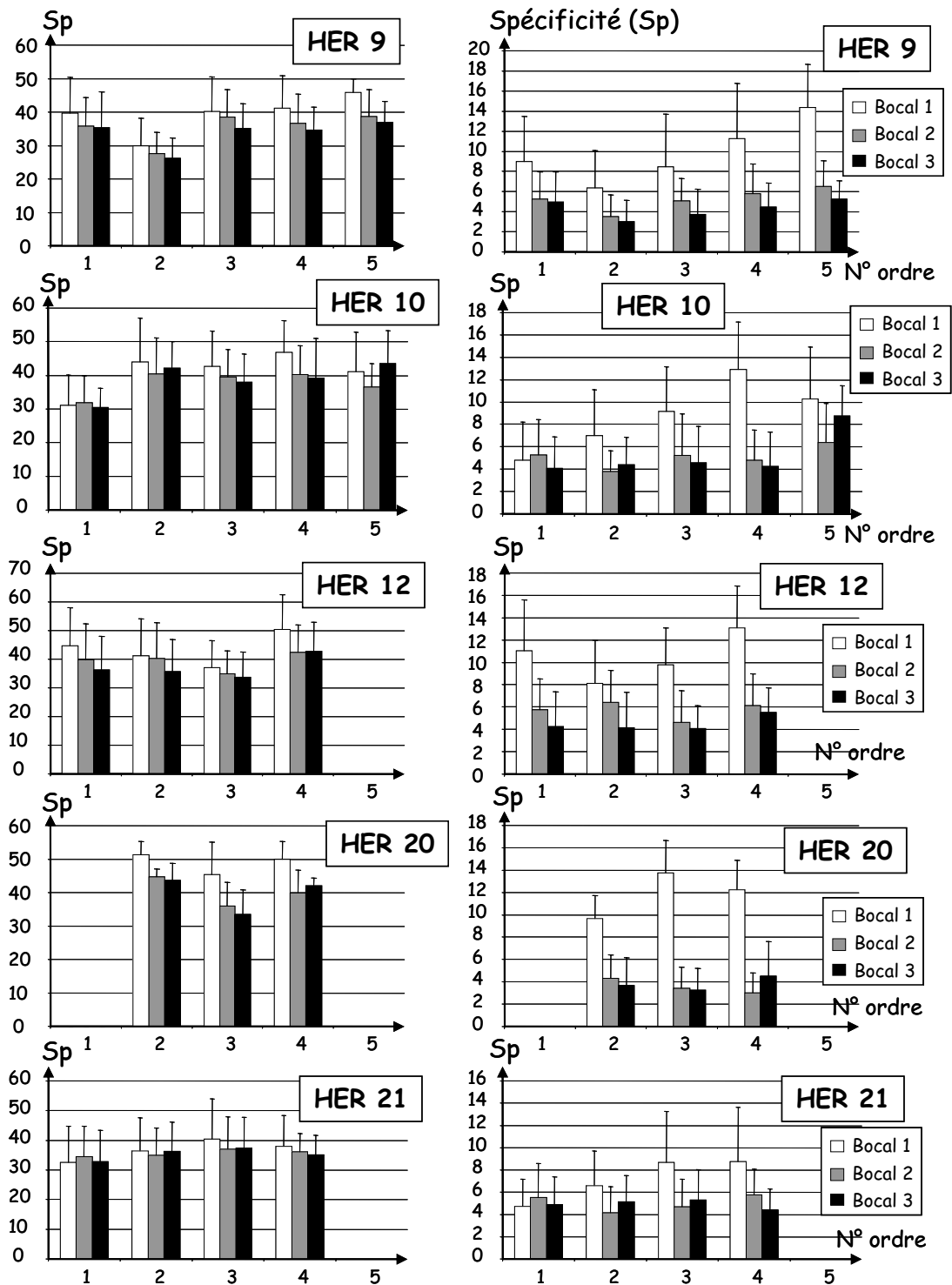


Figure 1 (suite) : Spécificité faunistique des bocaux « 1 » (habitats marginaux), « 2 » (habitats dominants avec priorité au support) et « 3 » (habitats dominants avec priorité aux surfaces de recouvrement) exprimée en nombre moyen de taxons nouveaux apportés par un bocal donné à la liste faunistique commune, en fonction de l'HER et du numéro d'ordre des cours d'eau à hauteur des points de prélèvement du réseau de sites de référence. HER 9, 10, 12, 20 et 21.

- quelle était la spécificité taxonomique respective des listes faunistiques établies pour chaque bocal, en évaluant le nombre de taxons présents dans un bocal, mais absents des deux autres (Figure 1) ?
- quelle était la spécificité taxonomique respective des listes faunistiques établies pour chaque bocal, en termes d'Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) en évaluant le nombre de taxons de ce groupe systématique présents dans un bocal donné, mais absents des deux autres (Figure 2) ?

L'analyse montre que, quelle que soit l'HER et pour la plupart des numéros d'ordre, il n'y a pas de différences significatives dans la richesse taxonomique moyenne des 3 bocaux.

Par contre, le nombre de taxons spécifiquement apportés par les 4 supports marginaux (i.e. représentant individuellement moins de 12,5% de la mosaïque benthique) regroupés dans le bocal 1, est très souvent largement et significativement (Analyses de Friedman + tests post-hoc, $p < 0.05$) supérieur aux nombres de taxons individuellement apportés par les bocaux 2 et 3 (Figure 1).

Cette observation, réalisée sur le peuplement macroinvertébré benthique *in toto*, est également vérifiée pour le groupe des Ephéméroptères/Plécoptères /Trichoptères (EPT, Figure 2) et le groupe des Ephéméroptères/Plécoptères /Trichoptères/Coléoptères/Odonates (EPTCO, résultat non présenté).

Cette contribution originale des substrats marginaux à la liste faunistique stationnelle semble d'autant plus significative que la mosaïque d'habitats benthique est moins diversifiée. Ainsi pour l'HER 3 (Massif Central - Sud), la diversité de la mosaïque benthique, décrite par l'indice de diversité H de Shannon-Weaver appliqué à la distribution des surfaces relatives de recouvrement des différents types de substrats au sein de la mosaïque benthique, décroît avec le numéro d'ordre (Figure 3). La contribution taxonomique originale des habitats marginaux (bocal 1) n'est alors pas significativement plus importante (Analyse de Friedman, $p = 0,342$) que celle des habitats dominants (bocaux 2 et 3) pour les ruisseaux d'ordre 1 qui présentent la mosaïque benthique la plus diversifiée (cf. Figure 1). Elle le devient pour les cours d'eau d'ordre 2 ($p < 0,001$) ou 3 ($p < 0,001$), qui présentent une diversité de mosaïque d'habitats benthiques plus faible.

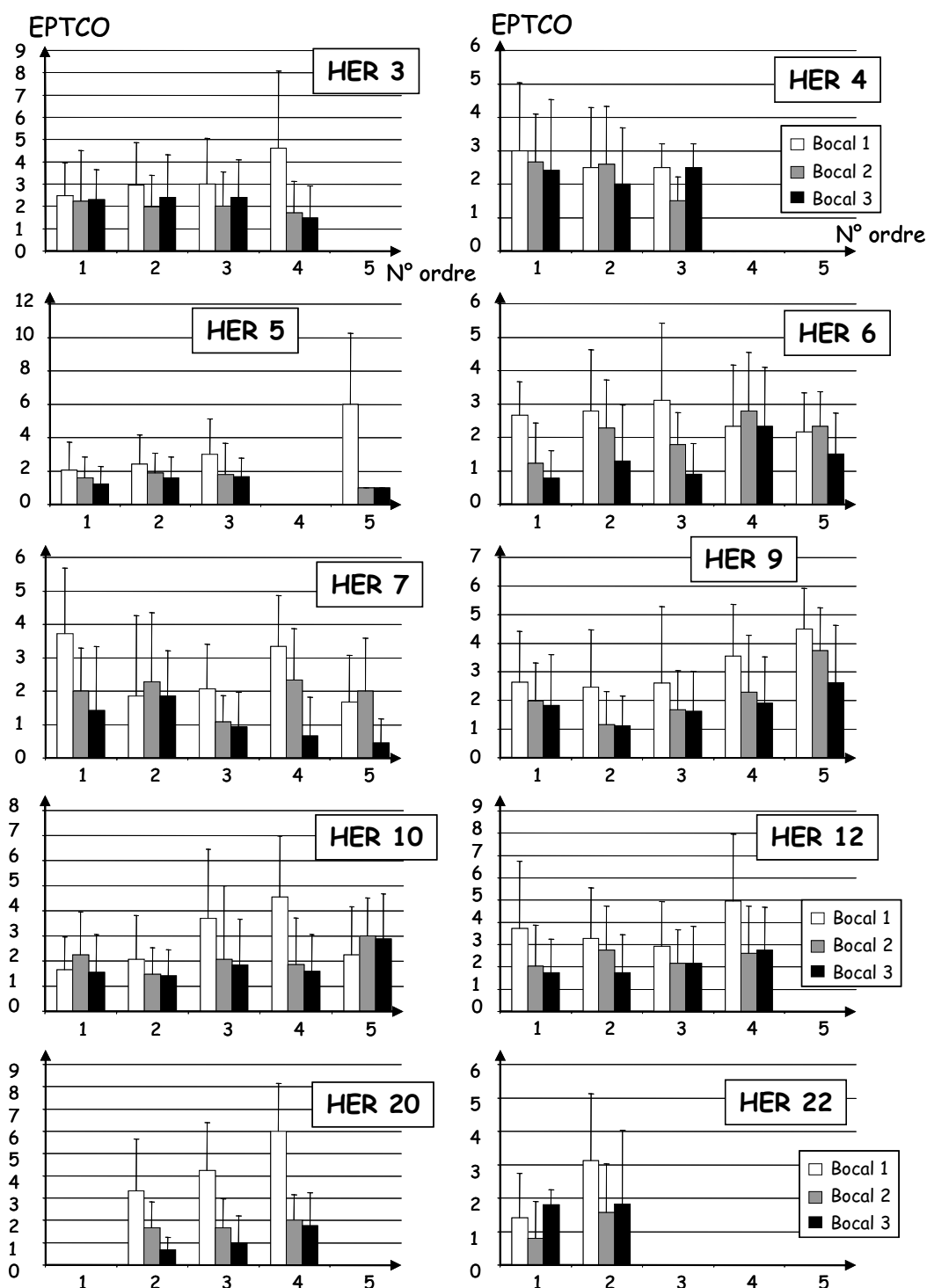


Figure 2 : Spécificité faunistique des bocaux « 1 » (habitats marginaux), « 2 » (habitats dominants avec priorité au support) et « 3 » (habitats dominants avec priorité aux surfaces de recouvrement) exprimée en nombre moyen de taxons nouveaux d'Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères-Coléoptères-Odonates (EPTCO) apportés par un bocal donné à la liste faunistique commune, en fonction de l'HER et du numéro d'ordre des cours d'eau à hauteur des points de prélèvement du réseau de sites de référence.

De la même façon, pour l'HER 6, où la diversité de la mosaïque benthique a plutôt tendance à augmenter avec le numéro d'ordre, la contribution taxonomique significativement plus élevée des habitats marginaux à la liste faunistique stationnelle dans les cours d'eaux d'ordre 1 ($p = 0,048$), perd progressivement son caractère significatif avec l'augmentation de la diversité de la mosaïque (cf. Figures 1 & 3).

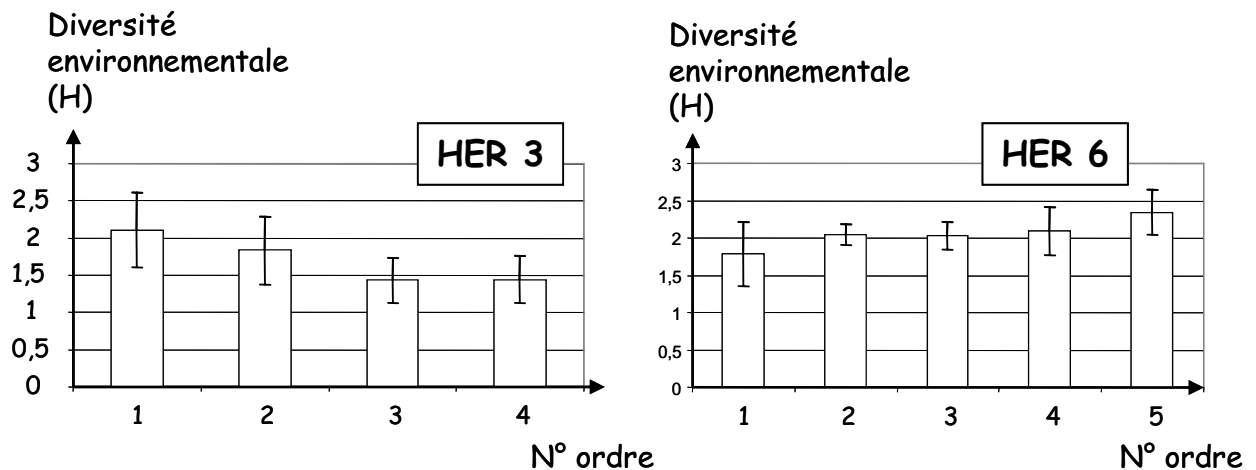


Figure 3 : Evolution de la diversité environnementale moyenne (± 1 écart-type) de la mosaïque benthique en fonction de l'HER et du numéro d'ordre du cours d'eau à hauteur du point de prélèvement. La diversité environnementale est calculée par application de l'indice H de Shannon à la distribution des surfaces de recouvrement relatives estimées des différents types de substrats de cette mosaïque.

Une diversité d'habitats benthique plus faible, implique en effet un nombre plus élevé de prélèvements sur un ou un petit nombre de types de substrats, donc une homogénéité plus forte des supports combinés au sein des bocaux 2 et 3, qui peut expliquer les différences observées en termes de richesse taxonomique.

Les différences « bocal 1 » vs « bocal 2 » ou « bocal 3 » sont souvent moins significatives pour les cours d'eaux d'ordre 1 où les échanges faunistiques entre supports marginaux et supports dominants s'effectuent sans doute de manière à la fois plus intense et plus aisée ; relativisant ainsi la spécificité des habitats marginaux.

Ces résultats justifient *a posteriori* la prise en compte des habitats marginaux dans l'échantillonnage du peuplement benthique d'un point de prélèvement, si l'un des objectifs est l'évaluation (e.g. en termes de richesse taxonomique) des potentialités biogènes de ce point de prélèvement dans son ensemble.

Par ailleurs, les bocaux 2 et 3 présentent une richesse et une spécificité taxonomiques équivalentes. Si l'on considère que l'association « bocal 1 + bocal 2 » est l'association qui correspond à la combinaison de supports la plus proche de la combinaison IBGN « idéale », la réalisation de 4 prélèvements supplémentaires effectués dans les habitats dominants permet, en moyenne, une augmentation de 4 à 8 taxons de la richesse taxonomique stationnelle, suivant les combinaisons « HER x Rang ».

Les différences de contributions spécifiques des bocaux 2 et 3 à la liste faunistique stationnelle sont rarement significatives. La réalisation de 4 prélèvements seulement (= bocal 2) dans les habitats dominants ne permet donc pas d'obtenir une image de l'assemblage faunistique qui représente de manière pertinente le cortège faunistique réel de la station, dans la mesure où les 4 relevés suivants (= bocal 3) contribuent de manière « non significativement inférieure » à la liste faunistique du point de prélèvement.

1.2. - Habitabilité relative des différents types de substrat : quelle influence potentielle sur l'ordre de priorité à retenir lors de l'échantillonnage d'un point de prélèvement ?

Les protocoles d'échantillonnage d'invertébrés (IBGN ou RCS) reposent sur un échantillonnage préférentiel de certains types de substrats (pour la totalité des prélèvements unitaires IBGN et pour 8 prélèvements RCS sur 12). Cet ordre de priorité est justifié par un gradient décroissant d'habitabilité « supposée » des substrats, l'habitabilité faisant implicitement référence au caractère plus ou moins « biogène » d'un substrat, qui détermine sa plus ou moins grande aptitude à héberger une faune riche et diversifiée.

Par ailleurs, l'ordination proposée dans le protocole IBGN peut légitimement être soumise à caution du fait des nouveaux niveaux systématiques retenus pour l'identification des taxons dans le nouveau protocole RCS. Des observations faites en termes de familles systématiques ne sont pas forcément valides au niveau générique. Elle peut l'être également du fait de son inadaptation manifeste aux caractéristiques morphodynamiques et hydrologiques de certains types de cours d'eau (e.g. la sous-estimation de l'habitabilité des blocs dans les cours de montagne à fortes variations de débit - cf. § 1.1).

Les blocs minéraux de grande taille (> 250mm) supposés être fortement biogènes au moins pour certains types de cours d'eaux (e.g. petites rivières alpines) du fait de leur grande stabilité dans des conditions de fortes contraintes

hydrauliques, ont donc été remontés dans l'ordre décroissant d'habitabilité relative des substrats.

Des changements dans la définition des types de substrat ont par ailleurs été apportés par le protocole RCS. Ils sont au nombre de deux :

- La séparation des « chevelus racinaires » et « supports ligneux » des « débris organiques grossiers (litières) »,
- La séparation des « algues » des « surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes) »

Pour tester la pertinence de l'ordination proposée dans le protocole RCS, nous avons estimé l'habitabilité de ces substrats comme étant une combinaison de différentes métriques :

- La richesse taxonomique (S)
- Le nombre de taxons appartenant aux ordres des Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT)
- La proportion des taxons d'EPT dans la communauté benthique stationnelle [EPT (%S)]
- Le Groupe Faunistique Indicateur maximal « potentiel », représenté par au moins un individu (GFI)
- Le nombre moyen de taxons nouveaux (au niveau systématique d'identification préconisé par le protocole RCS) apportés, pour un site donné, par un prélèvement élémentaire réalisé sur un substrat déterminé, à la liste faunistique déjà obtenue à partir des prélèvements réalisés sur le même point de prélèvement, mais sur des substrats différents (Spécificité)

Si l'objectif est l'identification d'un ordre de priorité commun à tous les types de cours d'eau (i.e. quelle que soit leur taille ou leur hydroécocorégion d'appartenance), l'analyse des listes faunistiques doit être réalisée en considérant l'ensemble des listes faunistiques obtenues sur le réseau de « sites de référence », à l'échelle du couple « substrat/vitesse ».

Les métriques ont donc été calculées pour chacun des 15300 prélèvements unitaires, puis analysées par Analyse en Composantes Principales normalisée (ACPn). Les principaux résultats de cette analyse sont représentés dans la Figure 4.

La première composante principale de l'ACPn explique une grande partie (65,25%) de la variabilité « inter-prélèvements unitaires » observée (Figure 4c) et est fortement corrélée aux différentes métriques caractérisant l'habitabilité des supports (Figure 4a). Nous avons donc utilisé les coordonnées des

prélèvements unitaires sur le premier axe factoriel comme un descripteur de l'habitabilité du substrat échantillonné lors du prélèvement.

La position moyenne des prélèvements unitaires correspondant à chaque type de substrat sur ce premier axe factoriel est décrite par la Figure 4b. Ces positions moyennes permettent donc d'envisager un classement des différents substrats suivant un ordre d'habitabilité sur la base de cette métrique synthétique unique.

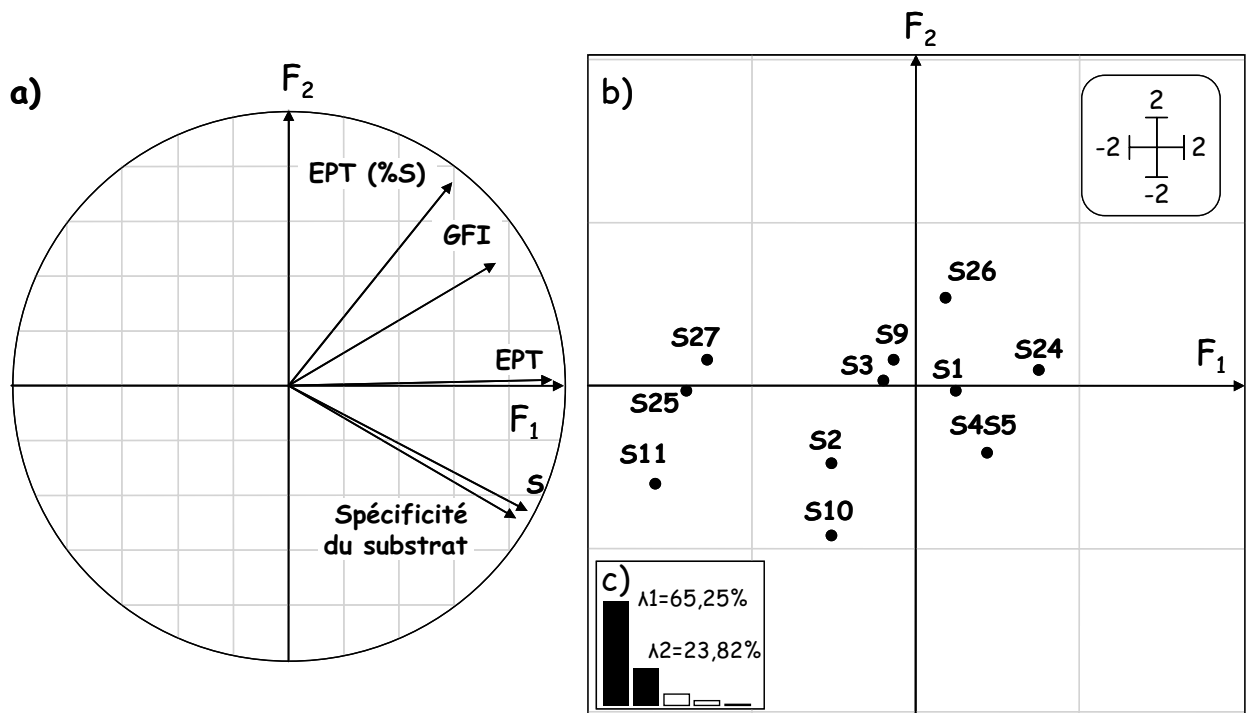


Figure 4 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [15300 prélèvements unitaires x 5 métriques représentant l'habitabilité des substrats] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différents types de substrats sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE)
- c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Nous avons testé la validité de cette ordination par une analyse de classification par inférence conditionnelle (HOTHORN *et al.* 2006). Cette analyse procède à la construction d'un dendrogramme en séparant les types de substrat en groupes possédant des valeurs d'indice d'habitabilité similaires. L'algorithme compare les valeurs observées de l'indice d'habitabilité des différents types de substrat et les compare avec les valeurs attendues sous l'hypothèse qu'il n'existe aucune différence entre ces substrats, les valeurs attendues étant obtenues par des permutations simultanées sur la totalité des valeurs observées.

Lorsque le résultat du test de permutation déclare significative la différence dans l'indice d'habitabilité observé pour deux sous-ensembles de substrats au sein du groupe initial de substrats testés, l'algorithme scinde ce groupe de substrats en deux sous-groupes dont la composition cherche à optimiser la différence entre les deux sous-groupes formés. Le processus est ensuite poursuivi sur chacun des sous-groupes. Si aucune différence significative dans l'indice d'habitabilité n'est détectée entre les substrats d'un sous-groupe donné, le processus de classification par division hiérarchique stoppe et ces substrats ne seront donc pas séparés.

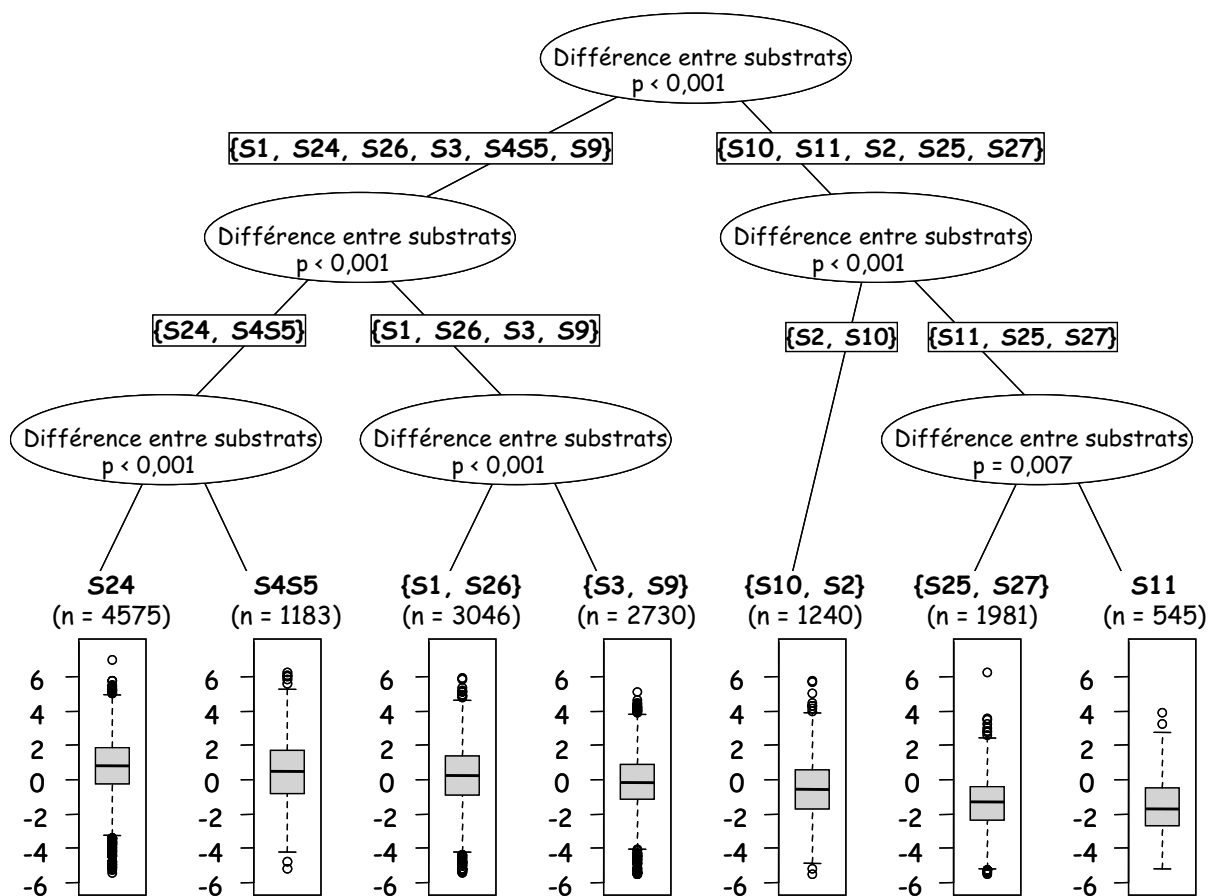


Figure 5 : Classification, par la méthode d'inférence conditionnelle, des différents types de substrat sur la base des valeurs d'un indice d'habitabilité calculé pour 15300 prélèvements élémentaires. Les séparations dichotomiques sont validées par un test de permutation dont les « p values » (= valeurs de risque α) sont indiquées. Les boîtes à moustaches représentent la distribution des valeurs de l'indice dans les éléments finaux de la classification pour lesquels les effectifs (n) sont indiqués. Les boîtes sont délimitées par les premier et troisième quartiles, la médiane est indiquée. Les moustaches couvrent une étendue correspondant à 1,5 fois la différence inter-quartiles. Les cercles blancs représentent les valeurs considérées comme aberrantes (= outliers).

L'application de cette stratégie nous a permis d'obtenir le dendrogramme présenté dans la Figure 5 avec les valeurs de risque d'erreur α associées (« p

values »), assurant alors une validation statistique à l'ordination des substrats assurée par le premier axe factoriel de l'ACPn (Figure 4b).

L'ordre de priorité des substrats ainsi obtenu valide les modifications faites entre le protocole IBGN et le protocole RCS. Ainsi :

- La revalorisation dans l'ordre des priorités d'échantillonnage des « Blocs » (S26/S30) est validée mais il semble qu'elle soit encore insuffisante, ceux-ci se positionnant dans le haut du classement (à hauteur des bryophytes : S1) et non dans la partie intermédiaire.
- La distinction réalisée entre « Litières » et « Chevelus racinaires » est pertinente comme le souligne leurs valeurs d'indice d'habitabilité différentes. Il semble toutefois que la différence existant entre ces deux types de substrat soit plus importante que supposée (3 rangs d'écart au lieu d'un actuellement) et cette différence est en faveur des « Chevelus racinaires » considérés comme plus habitables que les « Litières » et non pas l'inverse tel que le préconise le protocole RCS.

Ce classement des types de substrat par ordre d'habitabilité décroissant suggère également quelques aménagements importants à apporter aux préconisations actuelles des protocoles IBGN et RCS, si l'un des objectifs reste l'évaluation des capacités biogènes d'un cours d'eau à hauteur d'un point de prélèvement.

- Globalement les « sédiments minéraux de grande taille » (pierres, galets ; S24), à l'échelle nationale, sont considérés comme le type de support le plus habitable. Ils devraient donc être remontés dans l'ordre des priorités d'échantillonnage.
- L'habitabilité des « Bryophytes » (S1) étant légèrement revue à la baisse, ce type de substrat pourrait être légèrement déclassé.
- La priorité d'échantillonnage des « Hydrophytes » (Spermaphytes immergées, S2) semble devoir être fortement revue à la baisse, leur habitabilité, sur des critères faunistiques, n'ayant pas été estimée significativement supérieure à celle des « Hélophytes » (Spermaphytes émergents de la strate basse, S10 - cf. Figure 5).

Certains types de substrats étant considérés comme d'habitabilité « non significativement différente » (e.g. S1 vs S26 ; S3 vs S9 ; S2 vs S10 ou S25 vs S27), un certain nombre de degrés de liberté est disponible dans la composition de l'ordre de priorité optimal des supports à définir.

Le tableau I résume les changements proposables dans l'ordre de priorité d'échantillonnage des substrats depuis les préconisations du protocole IBGN (AFNOR, 1992, 2004).

Tableau I : Ordre de priorité dans la sélection des substrats à échantillonner par application des protocoles IBGN (AFNOR, 2004), RCS (MEDD, 2007) et compte tenu des résultats de l'analyse réalisée sur leurs habitabilités respectives.

IBGN		RCS		Ordre de priorité optimal proposé		
Bryophytes	9	Bryophytes	11	S24	Galets	11
Hydrophytes	8	Hydrophytes	10	S28 (ex S455)	Chevelus racinaires	10
Litières, branchages, chevelus racinaires	7	Litières	9	S1	Bryophytes	9
		Chevelus racinaires	8	S30	Blocs	8
Galets	6	Galets	7	S9	Graviers	7
Graviers	5	Blocs	6	S3	Litières	6
Hélophytes	4	Graviers	5	ex S10 (code Sandre à définir)	Hélophytes (strate basse + strate haute)	5
Vases	3	Hélophytes	4	S2	Hydrophytes	4
Sables	2	Vases	3	S25	Sable	3
Roches, dalles, blocs	1	Sables	2	S18 (ex S27 pro parte)	Algues	2
		Algues	1	S11	Vases	1
Algues, marnes, argiles	0	Roches, dalles	0	S29 (ex S27 pro parte)	Dalles, Argiles	0

1.3. - Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant

Le protocole IBGN normalisé (AFNOR, 1992, 2004) préconise la distinction de 5 classes de vitesse de courant : « nulle » ([0 - 5 cm/s[; N1), « lente » ([5 - 25 cm/s[; N3), « moyenne » ([25 - 75 cm/s[; N5), « rapide » ([75 - 150 cm/s[; N4) et « très rapide » (\geq 150 cm/s ; N2). Lors de la conception du protocole RCS, il a été décidé de réunir les deux classes de vitesses « rapide » (N4) et « très

rapide » (N2), compte tenu de la faible fréquence d'échantillonnage de la classe de vitesse N2 du fait de sa présence limitée, dans des conditions naturelles, à quelques types de cours d'eau à forte pente et par ailleurs difficilement échantillonnable sans risque pour l'opérateur à l'aide d'un filet Surber dès que la lame d'eau excède une trentaine de centimètres.

L'habitabilité des classes de vitesse a été estimée à partir des mêmes métriques que celles utilisées pour l'habitabilité des substrats (cf. § 1.4.), exceptée la variable « spécificité » qui a été ici calculée comme le « nombre moyen de taxons nouveaux » apportés, pour un site donné, par un prélèvement réalisé dans une classe de vitesse déterminée à la liste faunistique obtenue à partir des prélèvements unitaires réalisés sur le même site, dans les autres classes de vitesse.

La procédure analytique est similaire à celle utilisée pour ordonner les types de substrats. Toutefois cette procédure a été réalisée à deux niveaux différents : (i) tous substrats confondus et (ii) par type de substrat.

1.3.1. - Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant, tous substrats confondus

La première composante principale définie par l'ACPn explique à elle seule 64,62% de la variabilité « inter-prélèvements unitaires » (cf. Figure 6). De plus les métriques utilisées pour décrire l'habitabilité sont fortement corrélées à cet axe ($r = 0.795 \pm 0.133$) qui discrimine clairement les différentes classes de vitesse de courant.

L'ordre de priorité d'échantillonnage des différentes classes de vitesses de courant, tel qu'il est décrit par la codification du Sandre est retrouvée, avec cependant une interversion des classes N4 ($\geq 75\text{cm/s}$) et N5 ($25 \leq v < 75\text{cm/s}$) ; la classe de courant « rapide » semblant la plus biogène.

La classification par inférence conditionnelle valide cet ordre de priorité à appliquer pour l'échantillonnage des classes de vitesse (cf. Figure 7).

1.3.2. - Habitabilité relative des différentes classes de vitesse de courant par type de substrat

Le premier axe factoriel des différentes ACPn réalisées par type de substrat explique 62,42% (+/- 2.82%) de la variabilité « inter-prélèvements unitaires » et

pour chacune des analyses les métriques d'habitabilité sont fortement corrélées avec cet axe ($r = 0,78 \pm 0,14$). Nous avons donc choisi de ne conserver que ce premier axe factoriel comme indicateur synthétique du caractère biogène des prélèvements unitaires (et donc des classes de vitesse dans lesquelles ils ont été réalisés).

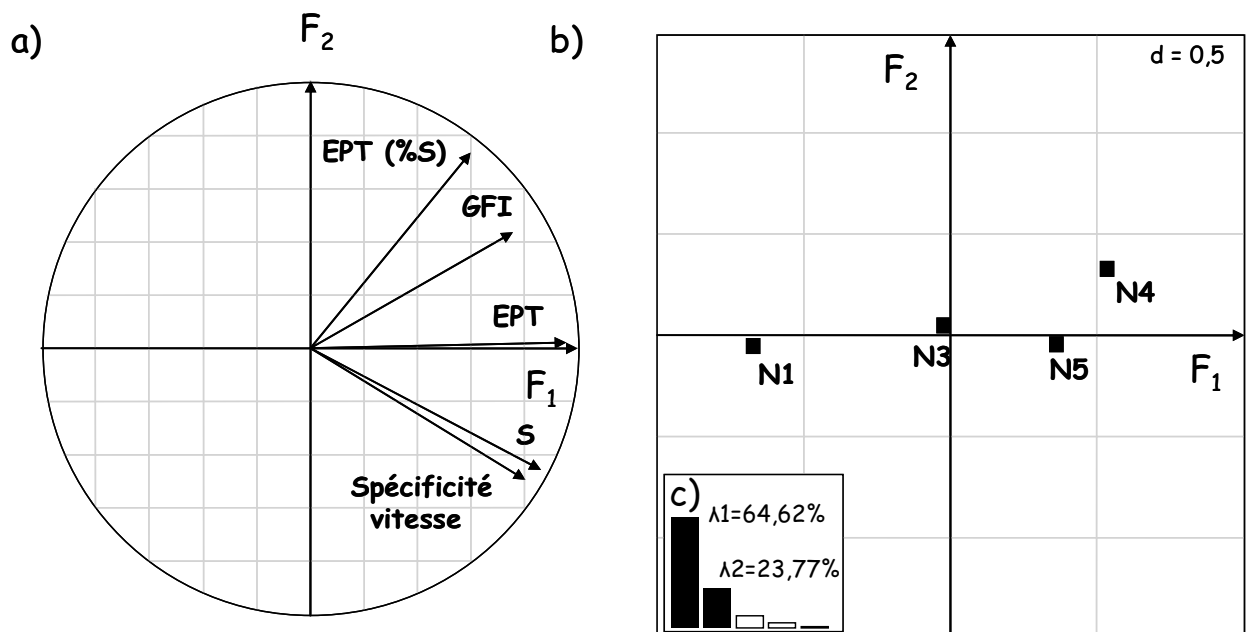


Figure 6 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [15300 prélèvements unitaires x 5 métriques représentant l'habitabilité des classes de vitesse de courant] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différentes classes de vitesse de courant sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE) ; les prélèvements élémentaires réalisés dans la classe de vitesse N2, faiblement représentés (148 sur 15300), ont été réunis avec ceux réalisés dans la classe de vitesse N4 (1277)
- c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Les classifications respectivement obtenues par inférence conditionnelle pour les différentes classes de vitesse de courant dans chaque type de substrat (les résultats graphiques de chacune des 11 analyses ne seront pas détaillés) sont résumées dans le tableau II.

Les classes de vitesse sont ordonnées suivant une tendance commune et similaire à celles observée « tous substrats confondus » pour les bryophytes (S1), hydrophytes (S2), chevelus racinaires (S4S5), galets (S24), blocs (S26) et algues (S27) (cf. Tableau II et Figures 6 & 7). Si les classements distinguent de manière plus ou moins significative les classes de vitesse N4, N5 et N3 (toujours dans cet ordre par habitabilité décroissante), l'habitabilité significativement

inférieure de la classe de vitesse nulle (N1) par rapport aux autres est systématiquement partagée par tous ces substrats.

Les litières (S3), hélrophytes (S10) et vases (S11) ne montrent pas, sur le jeu de données « stations de référence » des niveaux d'habitabilité différents sur les différentes classes de vitesse échantillonnées (cf. Tableau II). Il faut souligner que l'appartenance d'un mésohabitat à une classe de vitesse déterminée est basée sur une appréciation par l'opérateur de la vitesse apparente du courant en surface et non sur une mesure de la vitesse de courant à hauteur de l'habitat. Cette observation, particulièrement importante pour des substrats de déposition, peut permettre de mieux appréhender pourquoi l'habitabilité des « litières » et « vases » discrimine très peu ou pas du tout les différentes classes de vitesse.

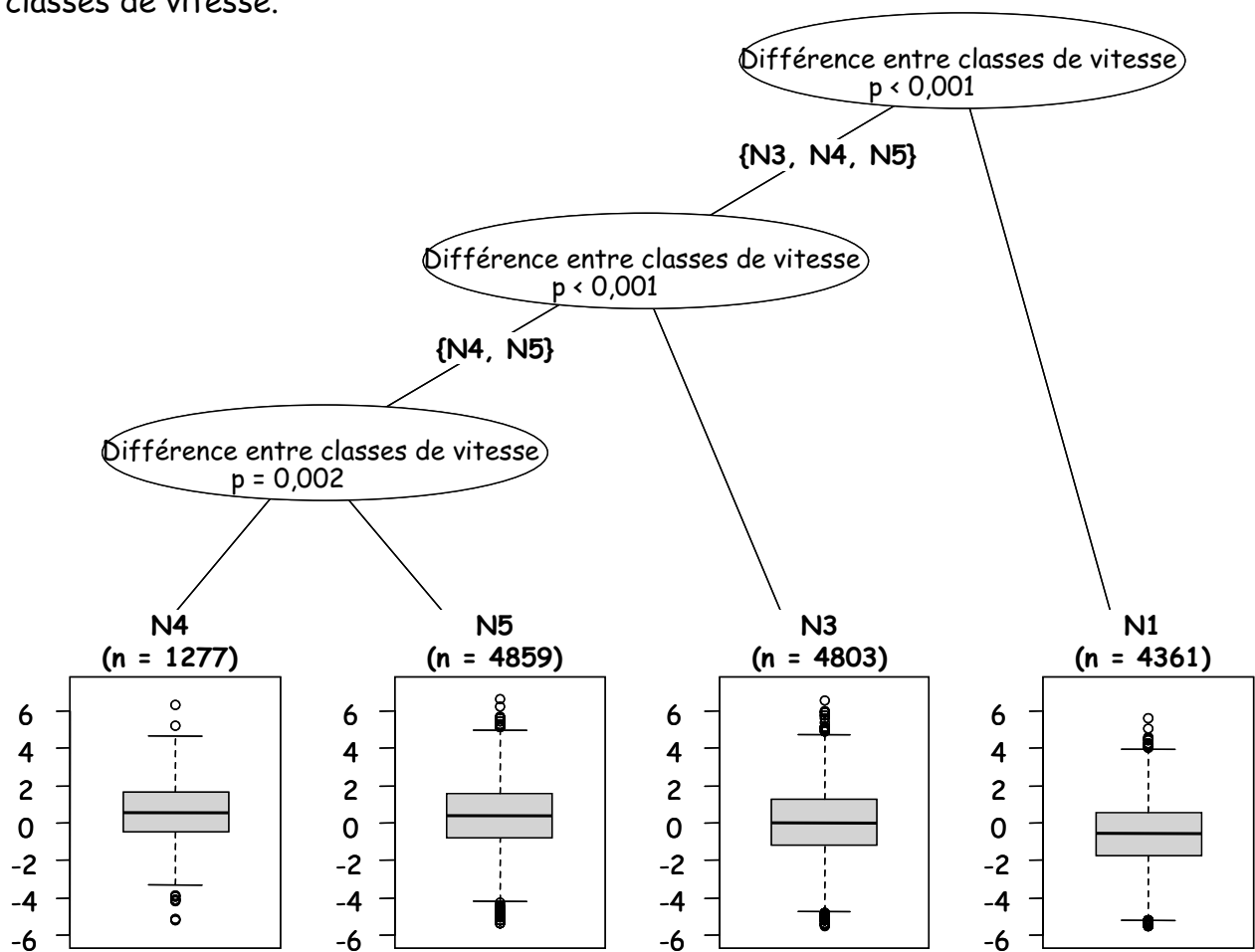


Figure 7 : Classification, par la méthode d'inférence conditionnelle, des différentes classes de vitesse de courant, tous types de substrat confondus, sur la base des valeurs d'un indice d'habitabilité calculé pour 15300 prélèvements élémentaires. Les séparations dichotomiques sont validées par un test de permutation dont les « p values » (= valeurs de risque α) sont indiquées. Les boîtes à moustaches représentent la distribution des valeurs de l'indice dans les éléments finaux de la classification pour lesquels les effectifs (n) sont indiqués. Les boîtes sont délimitées par les premier et troisième quartiles, la médiane est indiquée. Les moustaches couvrent une étendue correspondant à 1,5 fois la différence inter-quartiles. Les cercles blancs représentent les valeurs considérées comme aberrantes (= outliers).

Les « litières » (S3) ne sont que très rarement rencontrées dans des vitesses de courant excédant quelques centimètres par seconde, si les débris organiques qui les composent ne sont pas protégés des contraintes hydrauliques directes (e.g. par des blocs ou branchages immergés, stabilisés), de sorte que la vitesse de courant réellement subie par les invertébrés benthiques est, dans la plupart des cas, quasi nulle quelle que soit, à plus large échelle spatiale, l'ambiance hydraulique dans laquelle se trouve la litière. Un raisonnement comparable peut être tenu pour les « vases » par nature très instables, puisque constituées de particules minérales et organiques de taille inférieure à 0,1 mm (S11).

Tableau II : Ordination des classes de vitesse par type de substrat en fonction de leur caractère biogène (= habitabilité) décroissant de la gauche (+) vers la droite (-). Les classes de vitesse (représentées par leurs codes Sandre) qui appartiennent à une même cellule sont considérées comme « non significativement différentes » en termes d'habitabilité par l'algorithme de classification par inférence conditionnelle.

Types de substrat		Gradient d'habitabilité des classes de vitesse		
		+		-
S1	Bryophytes	N5	N3-N4	N1
S2	Hydrophytes	N5-N4		N3
S3	Litières	N5-N3-N1*		
S28 (ex S4S5)	Chevelus racinaires	N5-N4-N3		N1
S24	Galets	N5-N4	N3	N1
S30 (ex S26 pro parte)	Blocs	N5-N4	N3	N1
S9	Graviers	N3	N5	N4-N1
S10	Hélophytes	N3-N5-N1*		
S11	Vases	N3-N1-N5*		
S25	Sables	N1-N3		N5
S18 (ex S27 pro parte)	Algues	N5-N4-N3		N1

* : ce support n'est jamais échantillonné dans la classe de vitesse N4 sur le jeu de 15300 prélèvements unitaires

Les parties immergées des « hélophytes de la strate basse » (S10) constituent également un frein efficace à l'écoulement susceptible de fortement ralentir et d'uniformiser les contraintes hydrauliques à hauteur de la faune benthique, quelle que soit la vitesse de courant apparente autour de ce support.

Les graviers (S9) échantillonnés dans des classes de vitesse intermédiaires (i.e. N3, N5) présentent un caractère biogène légèrement (mais significativement, $p < 0,001$) plus important que les graviers échantillonnés dans les classes de vitesse extrêmes (N1 ou N4). Leur moindre habitabilité en vitesse nulle est conforme avec les observations effectuées sur le premier groupe de substrats. L'instabilité relative de ce type de support ($2 \leq \emptyset < 25\text{mm}$) dans une gamme de vitesses de courant « rapide » (N4) peut justifier le caractère moins biogène de cette classe de vitesses de courant.

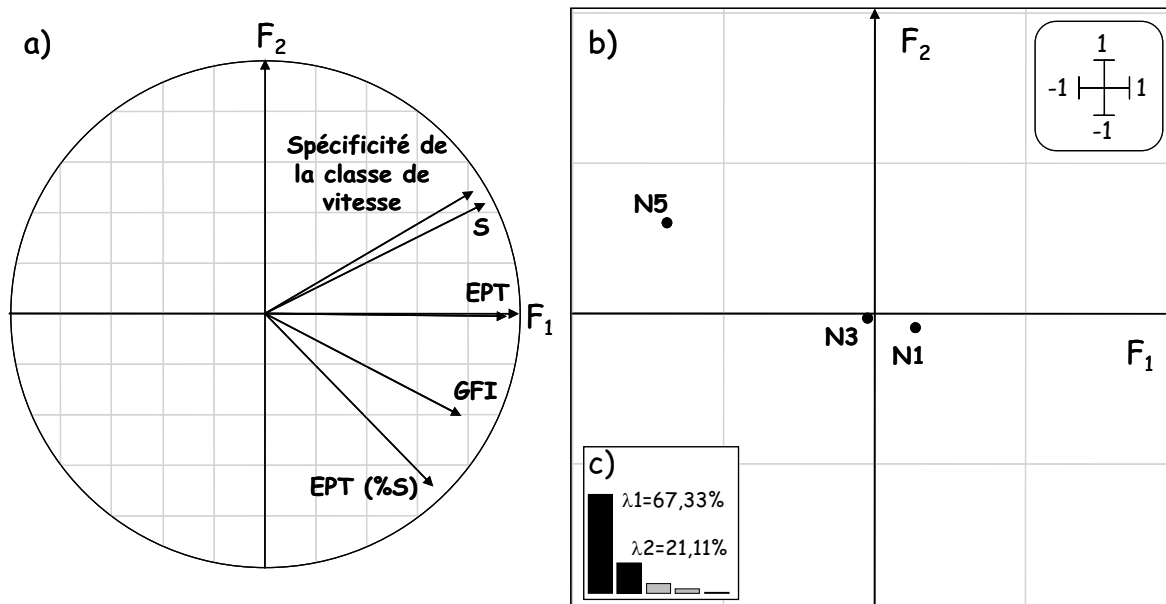


Figure 8 : Analyse en Composantes Principales normalisée du tableau [1661 prélèvements unitaires réalisés dans le substrat S25 (sable) x 5 métriques représentant l'habitabilité des classes de vitesse de courant] :

- a) Cercle des corrélations entre métriques initiales et les deux premières composantes principales définies par l'analyse
- b) Position moyenne des différentes classes de vitesse de courant sur le premier plan factoriel (les codes utilisés sont les codes SANDRE)
- c) Histogramme des valeurs propres et pourcentages de variance expliqués par les deux premières composantes principales.

Les « sables » (S25) ont une habitabilité significativement plus faible ($p < 0,001$) s'ils sont échantillonnés dans des vitesses de courant moyennes (N5) par rapport à des vitesses de courant faibles (N3) à nulles (N1) (Figure 8 & Tableau II), pour des raisons similaires à celles exposées pour les graviers dans une gamme de vitesses de courant « rapide ». Les sables étant de granulométrie plus fine que les graviers ($\emptyset < 2\text{mm}$), leur instabilité apparaît pour des contraintes hydrauliques plus faibles (N5 vs N4) et donc des vitesses de courant plus faibles ($v \geq 25 \text{ cm/s}$).

1.4. - Quel effort d'échantillonnage pour assurer le meilleur compromis entre qualité de l'image restituée de l'assemblage macrobenthique et quantité de travail à fournir ?

Le protocole RCS imposant la réalisation de 12 prélèvements unitaires (contre 8 pour le protocole IBGN), une question légitime pourrait être de se demander si cet effort d'échantillonnage supplémentaire apporte un gain significatif dans le diagnostic écologique du cours d'eau à hauteur d'un point de prélèvement.

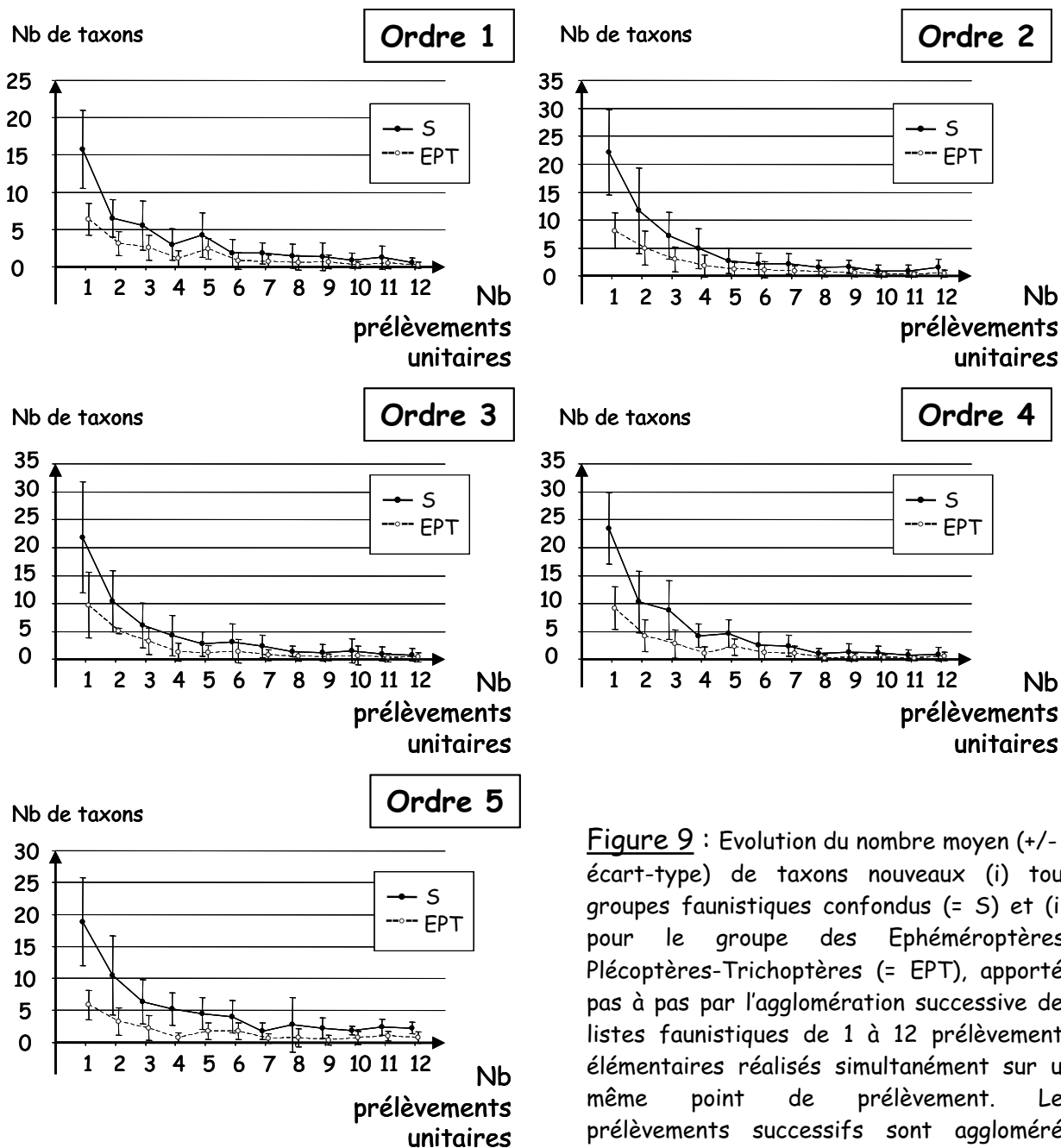


Figure 9 : Evolution du nombre moyen (+/- 1 écart-type) de taxons nouveaux (i) tous groupes faunistiques confondus (= S) et (ii) pour le groupe des Ephemeroptères-Plécoptères-Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 12 prélèvements élémentaires réalisés simultanément sur un même point de prélèvement. Les prélèvements successifs sont agglomérés dans l'ordre décroissant d'habitabilité des substrats pour respectivement les bords 1 (pas 1 à 4), 2 (pas 5 à 8) et 3 (pas 9 à 12). Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même ordre de l'HER 10.

Ce caractère significatif peut dépendre de la nature des métriques qui seront intégrées à l'indice invertébrés multimétrique (I2M2). Sans préjuger du choix de ces métriques, nous pouvons déjà tenter de l'évaluer en matière de richesse taxonomique totale (S) et de richesse en taxons polluosensibles (EPT).

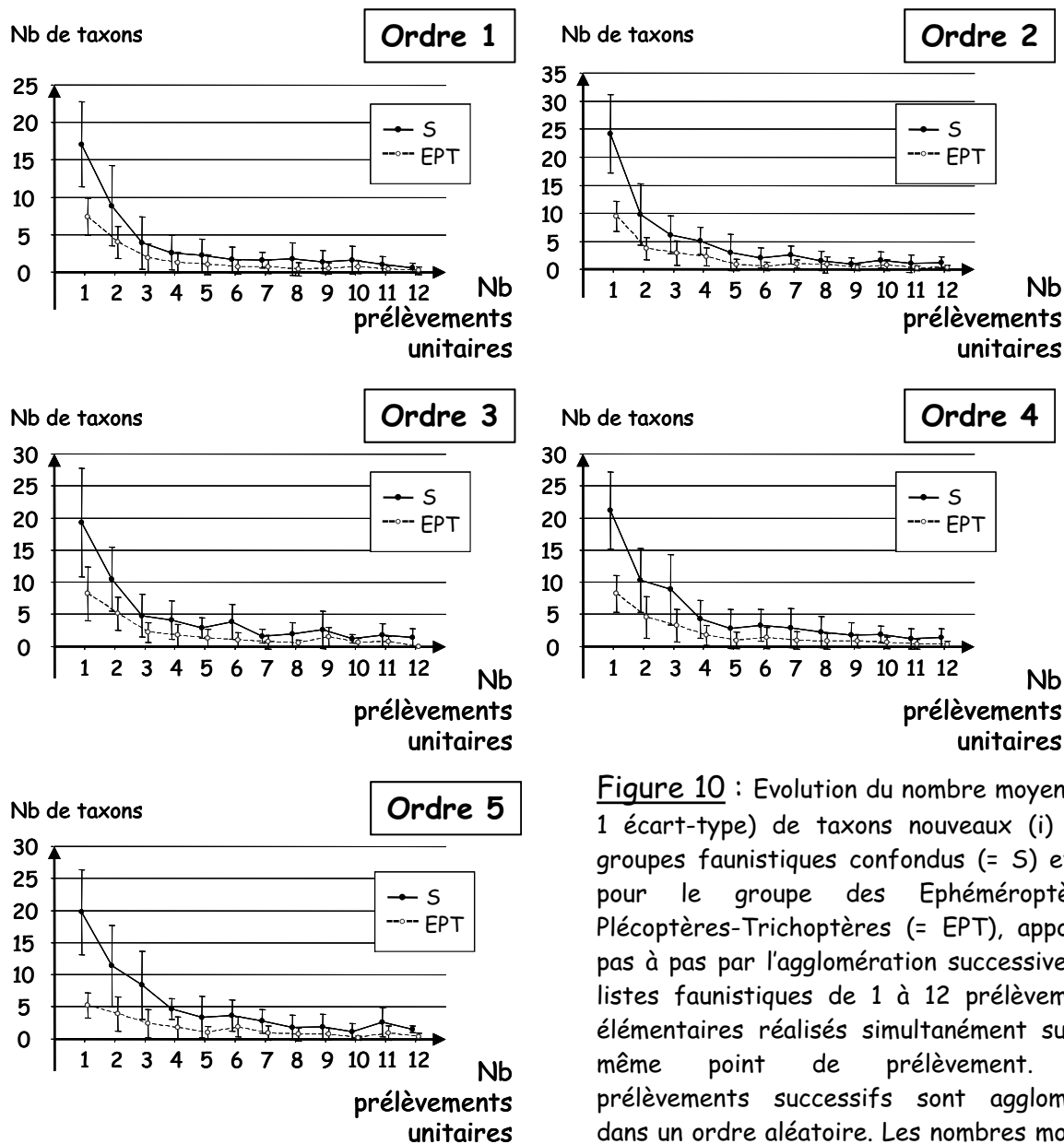


Figure 10 : Evolution du nombre moyen (+/- 1 écart-type) de taxons nouveaux (i) tous groupes faunistiques confondus (= S) et (ii) pour le groupe des Epheméroptères-Plécoptères-Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 12 prélèvements élémentaires réalisés simultanément sur un même point de prélèvement. Les prélèvements successifs sont agglomérés dans un ordre aléatoire. Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même ordre de l'HER 10.

Pour des cours d'eaux de même HER et de même numéro d'ordre, les 12 listes faunistiques unitaires réalisées sur un point de prélèvement donné sont alors successivement agglomérées, selon 2 stratégies :

- soit par agglomération pas à pas des relevés unitaires dans l'ordre décroissant de leur habitabilité, pour les relevés respectifs des bocaux « 1 » (pas 1 à 4), « 2 » (pas 5 à 8) et « 3 » (pas 9 à 12) (cf. Figure 9)
- soit par agglomération pas à pas des relevés unitaires dans un ordre aléatoire; Figure 10)

Lors de l'agglomération des relevés unitaires dans l'ordre décroissant de l'habitabilité des substrats (Figure 9), les gains successifs en taxons décroissent rapidement pour atteindre un nombre de taxons nouveaux en moyenne inférieur à deux taxons (i) dès le 6^e prélèvement unitaire aggloméré ($1,85 \pm 1,87$) pour les cours d'eaux de rang 1, (ii) dès le 8^e prélèvement unitaire aggloméré ($1,56 \pm 1,31$) pour les cours d'eaux de rang 2, (iii) dès le 8^e prélèvement unitaire aggloméré ($1,42 \pm 0,57$) pour les cours d'eaux de rang 3 et (iv) dès le 8^e prélèvement unitaire aggloméré ($1,10 \pm 0,85$) pour les cours d'eaux de rang 4. Pour les cours d'eau de rang 5, le gain moyen en taxons nouveaux n'est que ponctuellement inférieur à 2. Il reste supérieur à 2 ($2,25 \pm 0,89$) à l'agglomération du 12^e prélèvement unitaire.

En termes d'EPT, le nombre de taxons nouveaux à chaque agglomération successive diminue également rapidement pour atteindre un nombre de taxons nouveaux en moyenne inférieur à un taxon (i) dès le 6^e prélèvement unitaire aggloméré ($0,80 \pm 1,11$) pour les cours d'eaux de rang 1, (ii) dès le 7^e prélèvement unitaire aggloméré ($0,94 \pm 0,93$) pour les cours d'eaux de rang 2, (iii) dès le 7^e prélèvement unitaire aggloméré ($0,79 \pm 0,98$) pour les cours d'eaux de rang 3, (iv) dès le 8^e prélèvement unitaire aggloméré ($0,30 \pm 0,57$) pour les cours d'eaux de rang 4 et (v) dès le 7^e prélèvement unitaire aggloméré ($0,63 \pm 0,74$) pour les cours d'eaux de rang 5.

Dans les deux cas, les écart-types élevés indiquent, à un pas donné, une variabilité importante dans les gains taxonomiques observés sur un pool de sites appartenant à la même combinaison [HER x rang].

Les résultats obtenus par agglomérations successives des 12 prélèvements unitaires dans un ordre aléatoire (Figure 10) sont très proches et non significativement différents des résultats obtenus en adoptant la première stratégie.

Il semble donc, excepté pour les cours d'eaux d'ordre supérieur à 4, qu'à partir du 6-8^e prélèvement (suivant le numéro d'ordre), le nombre de taxons nouveaux par agglomération d'un prélèvement unitaire supplémentaire à la liste faunistique déjà formée, se stabilise autour de 1 à 2 taxons nouveaux par prélèvement ajouté.

Les premiers résultats tendent donc à montrer qu'une réduction de l'effort d'échantillonnage est envisageable. Il reste cependant (i) à déterminer si les tendances observées sur une HER sont confirmées par les résultats obtenus sur

les autres HER, (ii) à déterminer qu'elle est la distribution d'effectifs des taxons nouveaux apportés par les dernières agglomérations de prélèvements unitaires (sont-ils accidentels ? rares ? ou sténotopes, inféodés à un type de mésohabitat bien particulier ?) et (iii) quelle est la valeur indicatrice (moyenne) objective de ces taxons nouveaux, avant d'envisager une réduction éventuelle de l'effort d'échantillonnage.

1.5. - Quel est le meilleur compromis entre le nombre de prélèvements à réaliser (i) parmi les supports marginaux les plus biogènes, et (ii) compte tenu des surfaces de recouvrement des différents types de substrats de la mosaïque benthique ?

Un protocole en plusieurs étapes successives :

Le protocole « 12 prélèvements » (i.e. « sites de référence » et « RCS ») inclut 3 étapes successives d'échantillonnage, chacune nécessitant la réalisation de 4 prélèvements unitaires. Les modalités de réalisation de ces 3 étapes diffèrent cependant d'un protocole à l'autre.

Dans les 2 cas, une étape est allouée à l'échantillonnage des habitats marginaux.

La définition même des habitats marginaux diffère cependant dans les 2 protocoles. Dans le protocole de prélèvement des invertébrés sur les sites du réseau de référence, les supports (= substrats) "marginaux" représentatifs, sont les substrats de superficie relative < 12,5% de la superficie benthique du point de prélèvement, et dont la présence n'est ni exceptionnelle, ni liée à des structures artificielles locales (ponts, enrochements...).

Dans le protocole RCS, on entend par substrat « marginal » un substrat représentatif qui représente au maximum 5% ($\leq 5\%$) de la surface mouillée totale de la station.

L'abaissement de 12,5 à 5% de la surface mouillée benthique de la limite habitat dominant/habitat marginal, a été justifiée de façon à définir un protocole de routine qui soit en meilleure cohérence avec le protocole européen AQEM qui a adopté ce seuil de 5% comme fraction maximale de la surface benthique recouverte par un habitat « marginal » (HERING *et al.* 2003).

Si dans le protocole RCS, l'échantillonnage des habitats dominants et marginaux est indépendante et peut donc s'effectuer dans un ordre au choix de l'opérateur, dans le protocole d'échantillonnage des sites de référence, la réalisation des prélèvements unitaires sur les habitats marginaux (étape B) doit obligatoirement s'effectuer après l'échantillonnage des habitats dominants au prorata de leurs

surfaces de recouvrement (étape A), car la règle « du plus fort reste » appliquée au cours de la phase 2 peut très bien amener l'opérateur à compléter son échantillonnage des habitats dominants en incluant un habitat classé comme « marginal » si celui-ci présente une surface relative plus importante que les surfaces « restant à décrire » pour les substrats dominants de la mosaïque benthique. Cette différence de procédure a été à l'origine de nombreuses erreurs dans l'application par les opérateurs de terrain du protocole « sites de références ». Ces erreurs se sont plus traduites par des regroupements inadéquats des prélèvements élémentaires au sein des bocaux « 1 », « 2 » et « 3 » que par des erreurs dans la combinaison de substrats à échantillonner sur le point de prélèvement.

Dans les deux protocoles, 8 prélèvements sont alloués à l'échantillonnage des habitats dominants. Priorité est donnée, dans le protocole « sites de référence », à la représentativité des habitats dominants ; les différents types de substrats étant strictement échantillonnés au prorata de leurs surfaces de recouvrement. L'objectif est alors d'avoir, par combinaison des bocaux « 2 » et « 3 » une idée précise de la composition « moyenne » du peuplement benthique stationnel. Le protocole RCS préconise par contre la réalisation de 4 prélèvements sur les substrats dominants avec priorité à l'habitabilité des substrats (bocal « 2 »), alors que la prise en compte des surfaces de recouvrement n'intervient que dans la constitution du bocal « 3 », et uniquement lorsque la totalité des types de substrats dominants ont été échantillonnés une fois pour la classe de vitesse dans laquelle ils sont les plus représentés.

Sur la base des stations du réseau de référence où les 12 prélèvements ont été traités séparément, en focalisant l'analyse sur l'HER 10 « Côtes Calcaires Est » qui présente l'avantage d'un nombre conséquent de sites échantillonnés pour des ordres de Strahler allant de 1 à 5, nous avons regardé sur chaque bocal, quel était, à chaque pas, le gain moyen en taxons, en matière de peuplement total (S sur la Figure 11), et en matière d'EPT (Δ EPT sur la Figure 12) lorsque l'on cumulait progressivement les 4 assemblages faunistiques émergeant au même bocal, dans l'ordre décroissant d'habitabilité des substrats, puis des vitesses de courant (pour les prélèvements élémentaires correspondant au même substrat à inclure dans le même bocal). Seules les stations de même numéro d'ordre ont été traitées simultanément.

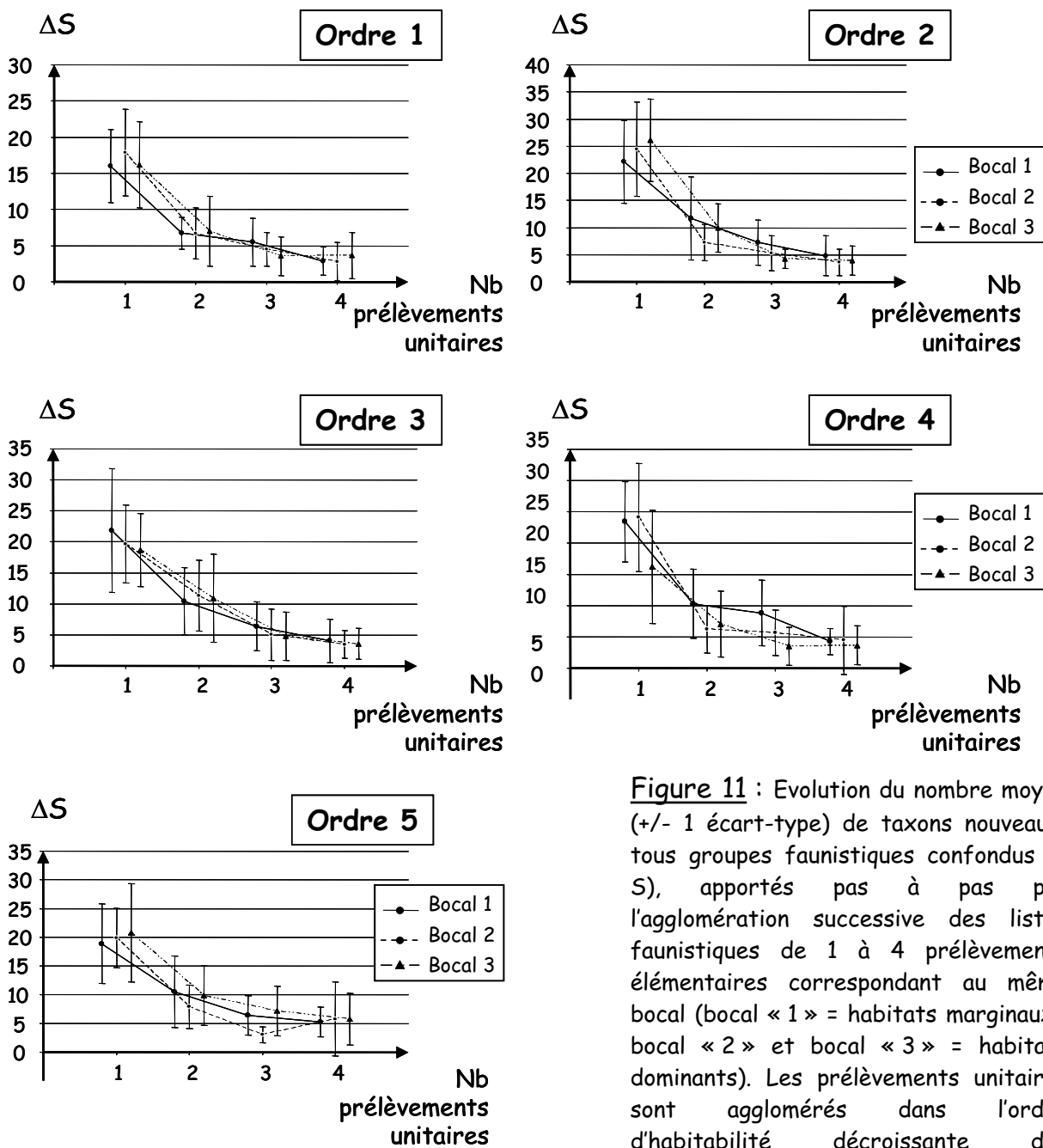


Figure 11 : Evolution du nombre moyen (+/- 1 écart-type) de taxons nouveaux, tous groupes faunistiques confondus (= S), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 4 prélèvements élémentaires correspondant au même bocal (bocal « 1 » = habitats marginaux ; bocal « 2 » et bocal « 3 » = habitats dominants). Les prélèvements unitaires sont agglomérés dans l'ordre d'habitabilité décroissante des substrats sur lesquels ils ont été réalisés. Les nombres moyens de taxons nouveaux sont calculés pour des cours d'eau de même rang de l'HER 10.

Quel que soit le bocal, et quel que soit le rang, une nette décroissance est observée dans le nombre de taxons nouveaux successivement apportés par les prélèvements unitaires progressivement associés au support le plus biogène de chaque bocal. Les nombres moyens de taxons nouveaux apportés par les prélèvements unitaires successivement agglomérés sont, pour un pas donné (2, 3

ou 4 prélèvements unitaires agglomérés), non significativement différents d'un bocal à l'autre, pour des cours d'eau de même numéros d'ordre. Les résultats observés sur la richesse taxonomique (S dans la Figure 11), sont également valides sur le groupe des EPT (Figure 12).

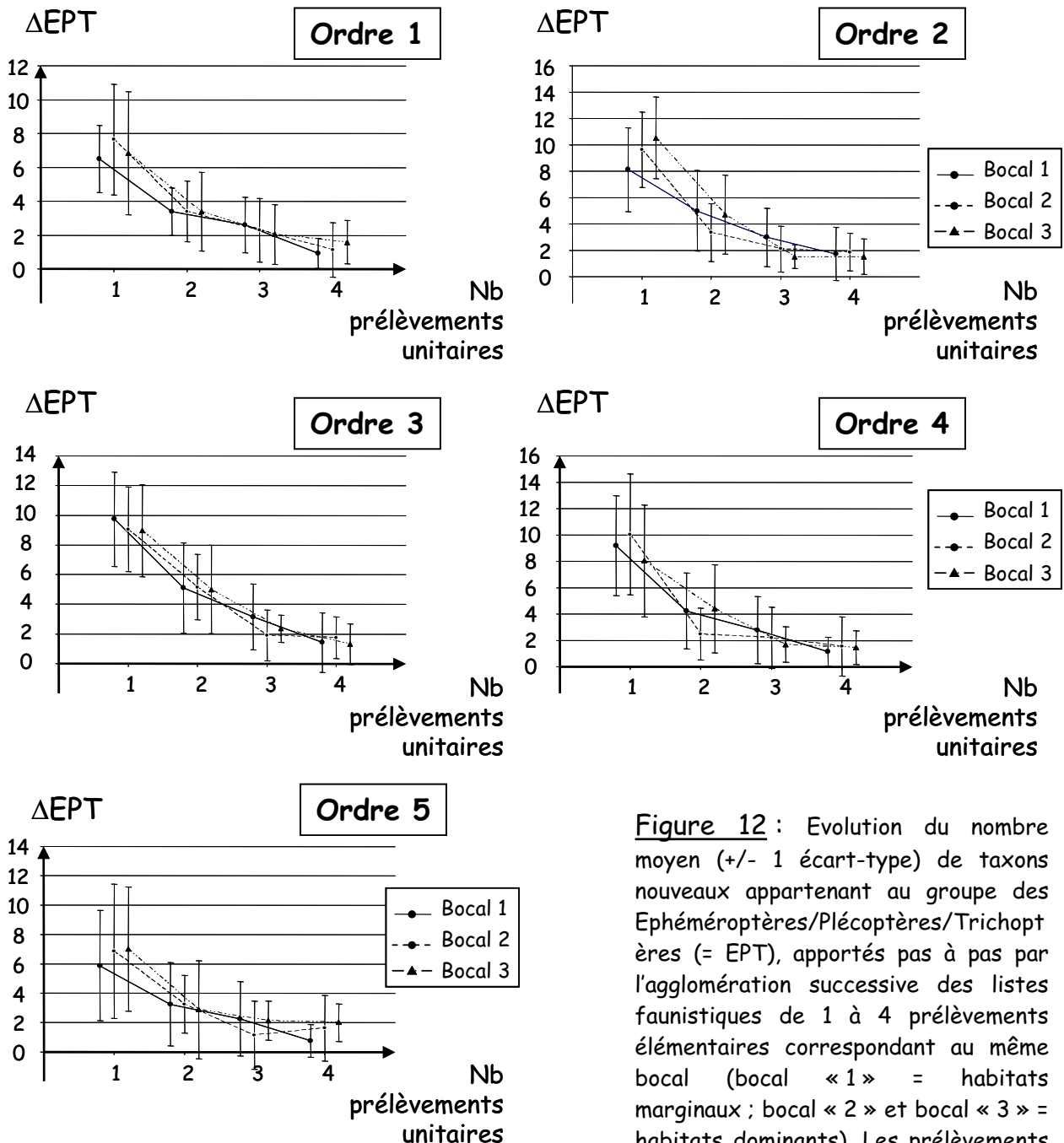


Figure 12 : Evolution du nombre moyen (+/- 1 écart-type) de taxons nouveaux appartenant au groupe des Ephéméroptères/Plécoptères/Trichoptères (= EPT), apportés pas à pas par l'agglomération successive des listes faunistiques de 1 à 4 prélèvements élémentaires correspondant au même bocal (bocal « 1 » = habitats marginaux ; bocal « 2 » et bocal « 3 » = habitats dominants). Les prélèvements unitaires sont agglomérés dans l'ordre

d'habitabilité décroissante des substrats sur lesquels ils ont été réalisés. Les nombres moyens de taxons sont calculés pour des cours d'eau de même ordre de l'HER 10.

Le nombre de taxons nouveaux amenés en moyenne lors de la dernière agglomération varie, suivant les bocaux, entre 2,80 (\pm 2,62) et 3,65 (\pm 3,17) pour

les cours d'eaux d'ordre 1, entre 3,59 (\pm 2,40) et 4,81 (\pm 3,71) pour les cours d'eaux d'ordre 2, entre 3,47 (\pm 2,24) et 4,05 (\pm 3,49) pour les cours d'eaux d'ordre 3, entre 3,90 (\pm 3,09) et 4,45 (\pm 5,41) pour les cours d'eaux d'ordre 4 et 5,25 (\pm 2,55) et 5,75 (\pm 6,45) pour les cours d'eaux d'ordre 5.

Le nombre d'EPT nouveaux amenés en moyenne lors de la dernière agglomération varie, suivant les bocal, entre 0,95 (\pm 0,89) taxons et 1,6 (\pm 1,27) taxons pour les cours d'eaux d'ordre 1, entre 1,53 (\pm 1,36) et 1,88 (\pm 1,41) taxons pour les cours d'eaux d'ordre 2, entre 1,32 (\pm 1,42) et 1,74 (\pm 2,00) pour les cours d'eaux d'ordre 3, entre 1,15 (\pm 1,09) et 1,55 (\pm 2,24) pour les cours d'eaux d'ordre 4 et entre 0,75 (\pm 0,70) et 2,00 (\pm 1,60) pour les cours d'eaux d'ordre 5.

Il semble donc que les trois étapes successives du protocole « stations de référence », malgré des stratégies d'échantillonnage différentes (substrats marginaux en fonction de l'habitabilité = bocal « 1 »; substrats dominants au prorata des surfaces de recouvrement = bocal « 2 » et « 3 », mais avec priorité à la diversité des supports dans le bocal « 2 ») correspondent à des courbes de saturation similaires en termes de nombre de taxons total et de nombre de taxons du groupe EPT. Ceci est en accord avec l'observation de richesses taxonomiques moyennes très proches dans ces 3 bocal, quels que soient l'HER et le numéro d'ordre (cf. Figures 1 & 2).

Les résultats observés sur l'HER 10 sont confirmés par les résultats obtenus sur l'HER 2 (figures non présentées). Il reste cependant à vérifier l'homogénéité des réponses observées sur un plus grand nombre de HER.

De façon complémentaire, et afin d'examiner la possibilité d'optimiser le rapport [effort d'échantillonnage/qualité de l'information restituée], il paraît intéressant de poursuivre la démarche en examinant comment une réduction d'un prélèvement unitaire sur chaque bocal impacte la structure taxonomique et fonctionnelle de l'assemblage faunistique obtenu à la fois à l'échelle du bocal correspondant, et à l'échelle de l'assemblage faunistique du point de prélèvement ; ceci pour chaque HER et chaque numéro d'ordre.

En fonction des résultats obtenus, en particulier sur les métriques candidates à l'indice invertébré multimétrique I2M2, des propositions pourront être faites quand à la réduction du nombre de prélèvements unitaires. Pour cela un certain nombre de listes faunistiques à l'échelle du couple « support-vitesse » sont nécessaires, sur des stations impactées par des pressions anthropiques de nature et intensité variables, qui pourront être fournies par le suivi des invertébrés sur les sites du réseau de contrôle de surveillance, dont une partie à

été échantillonnée en prélèvements séparés. Ces données ne sont pas cependant disponibles actuellement, car en cours de bancarisation par le CEMAGREF de Lyon.

1.6. - Stress anthropiques et « substrats sentinelles »

L'objectif principal consiste à rechercher un type de substrat dont la communauté de macroinvertébrés présente des caractéristiques structurales et fonctionnelles (ces dernières éventuellement décrites par les caractéristiques biologiques, écologiques et/ou écotoxicologiques des organismes) qui permettent d'identifier précocement l'impact environnemental d'une perturbation de type donné. Ce substrat pourra alors, à l'échelle du « point de prélèvement » (= « station ») être utilisé pour évaluer cet impact.

Cet indicateur précoce de perturbation, censé détecter une déviation significative par rapport à la référence, avant qu'un quelconque impact ne soit encore détecté à l'échelle stationnelle, devrait permettre aux gestionnaires des milieux aquatiques de prendre rapidement des mesures de protection ou de restauration des milieux impactés.

L'objectif est de pouvoir proposer, à terme, des protocoles de suivi allégé (donc moins onéreux) des masses d'eaux, plus ciblés vers l'identification d'un type de stress anthropique, notamment quand une perturbation et/ou pollution de nature déterminée est suspectée. Son moindre coût autorisera éventuellement une fréquence plus importante dans le suivi écologique.

De nombreux hydrobiologistes ont déjà appelé à la mise au point de protocoles de bioévaluation des cours d'eau basés sur un nombre réduit de prélèvements benthiques, limités à un type d'habitat particulier (e.g. STARK 1993, TURAK *et al.* 1999, HEWLETT 2000, ROY *et al.* 2003, PISCART *et al.* 2006). Leurs préoccupations étaient : (i) de réduire l'hétérogénéité « inter-stationnelle » dans le diagnostic écologique uniquement liée à des effets parasites inhérents aux différences dans les mosaïques d'habitats disponibles sur chaque station (CHESSMAN 1995) ou (ii) de réduire la redondance potentiellement générée par un échantillonnage de multiple habitats (PLAFKIN *et al.* 1989, PARSONS & NORRIS 1996).

1.6.1. - Qu'est-ce qu'un bon substrat sentinelle ?

Basé sur le concept fédérateur de « Conditions de référence » (HUGHES 1995, REYNOLDSON *et al.* 1997, BAILEY *et al.* 1998), la DCE fournit des définitions normatives de la structure des communautés biologiques associées aux différents Eléments de Qualité Biologique (EQR), incluant les macroinvertébrés benthiques, pour les classes : « très bonne » qualité, « bonne » qualité et qualité « moyenne ». La DCE exigeant des Etats Membres de la Communauté Européenne la mise en place de programmes de mesures de façon à ce que toutes les masses d'eaux de surface atteignent au moins le bon état écologique à une échéance déterminée, nous avons considéré les types de substrat abritant des assemblages faunistiques capables de significativement distinguer le « bon état écologique » de l'« état écologique moyen », sur des critères fonctionnels (basés sur les traits d'histoire de vie), comme de bons substrats sentinelles.

1.6.2. - Quelle démarche utiliser ?

Notre objectif premier a donc été d'examiner la possibilité d'utiliser les caractéristiques bio/écologiques des assemblages d'invertébrés comme des indicateurs précoces de différents stress anthropiques, à l'échelle du substrat élémentaire.

Une très grande variété de caractéristiques biologiques, notamment celles interprétables en termes de « fonctionnement écologique » a été testée (ARCHAIMBAULT 2003, USSEGLIO-POLATERA *et al.* submitted). Ces caractéristiques sont censées répondre de manière significative le long de gradients environnementaux (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000b, POFF *et al.* 2006) et ont l'avantage d'être comparables à très large échelle spatiale (i.e. quelles que soient l'HER et la taille du cours d'eau) dans la mesure où si les cortèges faunistique potentiels diffèrent entre écorégions, les fonctions écologiques demeurent (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000a, STATZNER *et al.* 2001, POFF *et al.* 2006).

Nous avons recherché des substrats dont l'assemblage faunistique était susceptible de présenter des adaptations biologiques indiquant l'impact d'une perturbation d'un type donné, et les avons hiérarchisés dans leur capacité à indiquer ce type de perturbation.

Nous avons également analysé l'efficacité des types de substrat candidats à différentier plusieurs niveaux de perturbation, en privilégiant, compte tenu des données disponibles (ARCHAIMBAULT 2003, FURSE *et al.* 2006), les perturbations de type « contamination organique ».

Par suite de l'absence actuelle de données bancarisées sur des sites dégradés, échantillonnés avec le protocole RCS à l'échelle du couple support/vitesse, nous avons travaillé sur données propres.

1.6.3. - Analyse statistique

Les profils des taxons d'invertébrés ont été décrits pour un ensemble de traits biologiques en utilisant le système du codage flou (cf. USSEGLIO-POLATERA 1991, CHEVENET *et al.* 1994). Ces traits décrivent le cycle biologique des taxons (e.g. la taille maximale potentielle, la durée de leur cycle de vie, le nombre de descendants par femelle, le nombre de générations annuelles), leurs potentialités de résistance et de résilience (e.g. leurs aptitudes à la dispersion, leurs formes de résistance, leur relation au substrat) et certaines de leurs caractéristiques physiologiques ou comportementales (e.g. leurs mode de respiration, type de nourriture, mode d'alimentation, mode de reproduction). Ils s'expriment en différentes catégories (ou modalités)

Le profil biologique moyen des communautés mésohabitationnelles est calculé pour chaque couple « substrat x vitesse » et pour chaque trait. Nous avons utilisé une Analyse des Correspondances sur codages flous (FCA, CHEVENET *et al.* 1994) pour comparer 399 prélèvements unitaires provenant de sites de référence et de sites considérés comme « moyennement » impactés (selon leurs caractéristiques physico-chimiques).

Pour chaque type de substrat, nous avons comparé la fréquence d'utilisation de 63 modalités de traits (= adaptations) (i) dans les communautés benthiques des sites de référence afin d'évaluer la variabilité naturelle de ces caractéristiques biologiques au sein de ces sites, et (ii) entre sites de référence et sites modérément perturbés, pour différents types de perturbation : (i) des contaminations organiques, (ii) des contaminations toxiques, (iii) des dégradations physiques de l'habitat, (iv) des perturbations du régime hydrologique et (v) des sites subissant une acidification.

Seuls les profils biologiques de groupes de prélèvements unitaires réalisés sur le même couple « substrat x vitesse » dans une station de référence et une station « moyennement » perturbée de caractéristiques environnementales équivalentes, sont comparés (tests t pour échantillons appariés, après correction de Bonferroni pour comparaisons multiples et après vérification de la normalité de distribution des fréquences d'utilisation des modalités de traits par station et par type de perturbation par des tests de Shapiro-Wilk).

Les tests statistiques et les analyses multivariées ont été respectivement réalisés à l'aide de Statistica 6 (StatSoft Inc., 2001) et ADE-4 (THIOULOUSE *et al.* 1997).

1.6.4 - Combinaisons de traits dans les assemblages faunistiques des relevés unitaires

Le premier axe factoriel (F1) de l'analyse, restitue 23,5% de la variabilité dans les profils biologiques des peuplements des couples « support x vitesse » (Figure 13).

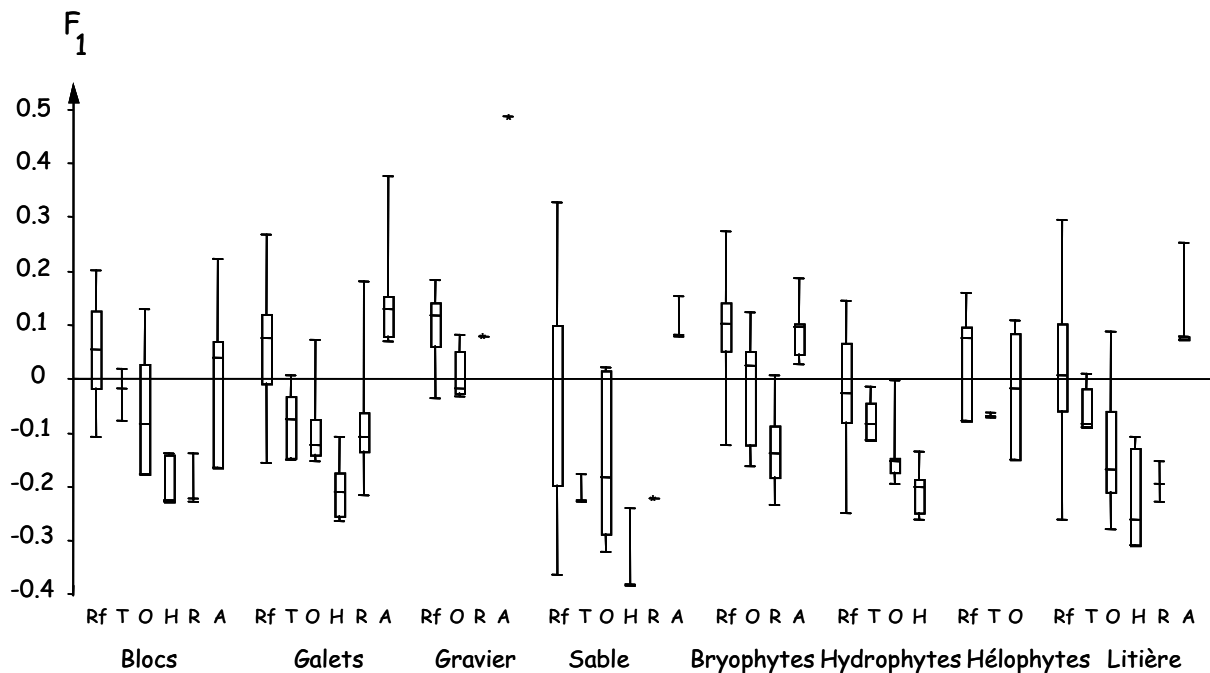


Figure 13 : Présentation des coordonnées des assemblages taxonomiques des différents types de substrat et pour les différents types de perturbation, le long du premier axe factoriel (F1) défini par l'analyse des correspondances sur codages flous (FCA). Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque catégorie de perturbation. Les types de perturbations étudiés sont : les pollutions toxiques (T), la contamination organique (O), la dégradation physique de l'habitat (H), la perturbation du régime hydrologique (R) et l'acidification (A). Rf = mésohabitats des sites de référence.

L'ordination des couples « support x vitesse » le long de l'axe F1 met en évidence des différences dans la distribution des communautés des sites de référence et des sites modérément impactés qui sont plus nettes pour les substrats minéraux de granulométrie grossière [i.e. blocs (Mann-Whitney U-tests : $p < 0,01$ pour H & R - voir la légende de la Figure 13) ou les cailloux-galets (Mann-Whitney U-tests : $p < 0,01$ pour H, R & A)] et les bryophytes (Mann-Whitney U-tests: $p < 0,01$ pour R & A), que pour le sable et les hélophytes (Figure 13). Des différences dans la distribution des sites de référence et des sites perturbés le long de l'axe F1 sont également obtenues avec les graviers (Mann-Whitney U-test, $p < 0,01$ pour O), la litière (Mann-Whitney U-test, $p < 0,01$ pour A) et les hydrophytes (Mann-Whitney U-test, $0,05 < p < 0,08$ pour T, O & H), mais ces différences sont moins

significatives par suite d'une plus large distribution des assemblages faunistiques de ces supports le long de l'axe F1 dans les sites de référence.

Les différences fonctionnelles entre assemblages des sites de référence et des sites impactés dépendent du type de stress. A intensité de stress modérée, les assemblages faunistiques soumis à une dégradation de l'habitat et une perturbation du régime hydrologique montrent les réponses biologiques les plus similaires (i.e. des distributions relativement similaires dans la zone des coordonnées négatives sur l'axe F1 ; e.g. pour les « blocs » ou la « litière » sur la Figure 13), même si les combinaisons de traits des communautés de mésohabitats soumis à une dégradation de l'habitat se distinguent plus nettement de celles des sites de référence (e.g. les « blocs » ou le « sable » sur la Figure 13). Les coordonnées sur F1 des assemblages faunistiques soumis à une contamination toxique ou organique dévient souvent dans le même sens que les coordonnées des assemblages faunistiques précédents, mais dans une moindre mesure. Les coordonnées sur F1 des assemblages faunistiques soumis à une acidification dévient dans la direction opposée.

La comparaison des fréquences d'utilisation des modalités de traits dans les sites de référence montre un degré élevé de stabilité dans la fréquence des différentes adaptations au sein des communautés benthiques, comme déjà observé à une échelle spatiale plus importante (CHARVET *et al.* 2000, STATZNER *et al.* 2001, 2005, ARCHAIMBAULT *et al.* 2005, FINN & POFF 2005). Cette constatation incite à penser que les traits biologiques peuvent être utilisés dans le suivi écologique des cours d'eau, même si les communautés benthiques sont observées à l'échelle du « mésohabitat ».

La synthèse des résultats des tests statistiques (cf. USSEGLIO-POLATERA, 2007) montre que les traits biologiques ont des aptitudes variables à discriminer les sites de référence des sites modérément impactés.

Le nombre de modalités de traits (= « adaptations ») dont la fréquence de sélection est significativement modifiée par une perturbation est plus élevé dans les « cailloux/galets » (S24) que dans les substrats minéraux de granulométrie plus grossière (i.e. les « blocs », S26) ou plus fine [i.e. gravier (S9), sable (S25)]. Les cailloux/galets semblent donc un bon compromis entre stabilité temporelle et hétérogénéité des microhabitats, aboutissant à la fois à une richesse taxonomique élevée (BEISEL *et al.* 1998) et à une haute diversité d'adaptations, fournissant ainsi une variété importante de réponses fonctionnelles potentielles aux stress anthropiques.

Les traits des assemblages benthiques dans les bryophytes montrent également un nombre élevé de réponses significatives, mais qui dépend plus du type de perturbation : les dégradations physiques de l'habitat et les pollutions toxiques

ayant un impact plus important à la fois sur les bryophytes et la faune invertébrée qu'elles hébergent.

En résumé, une hiérarchie des « substrats » peut être proposée compte tenu de leurs capacités respectives à répondre rapidement à un stress anthropique de nature déterminée. Cette hiérarchie, définie pour chaque type de perturbation, est basée sur (i) la disponibilité de chaque type de substrat dans les mosaïques benthiques à la fois dans les sites de référence et les sites impactés dans les cours d'eau d'ordre 1 et 4, échantillonnables avec le protocole RCS (dans les HER 4 et 10) et (ii) leur capacité à répondre à une intensité modérée de perturbation compte tenu de l'ampleur des modifications fonctionnelles (en matière de traits) observables dans la communauté benthique (cf. Tableau III).

Tableau III : Types de substrat recommandés pour être utilisés comme substrats sentinelles pour différents types de perturbation

Type de stress	Substrat sentinelle	
	A échantillonner en priorité	Second meilleur choix
Organique	Galets (ou Gravier)	Bryophytes (ou Litière)
Acidification	Bryophytes	Galets
Dégradation de l'habitat	Galets	Bryophytes
Toxique	Galets	Hydrophytes
Perturbation du régime hydrologique	Galets	Hydrophytes

Pour les contaminations organiques, les pollutions toxiques, les dégradations physiques de l'habitat et les altérations du régime hydrologique, les « cailloux/galets » apparaissent comme le meilleur « substrat sentinelle » à échantillonner. Ceci confirme les résultats obtenus, lors du § 1.4 traitant de l'habitabilité des différents types de substrats, sur des critères uniquement taxonomiques. L'intérêt des « cailloux/galets » dans l'évaluation écologique des cours d'eau a déjà été soulignée à de nombreuses reprises (e.g. LAKE, DOEG & MORTON 1985, SCRIMGEOUR, CULP & GLOZIER 1993, PARDO & ARMITAGE 1997). Les « cailloux/galets » ont également été considérés comme le meilleur habitat sentinelle (*sensu* PISCART *et al.* 2006) pour évaluer les effets de la salinisation des eaux de la Meurthe, une rivière d'ordre 6 de la même écorégion. Les "Bryophytes" ont été considérés comme le meilleur substrat sentinelle pour mettre en évidence une acidification. Si les « graviers » montrent également des réponses fonctionnelles claires aux contaminations organiques, ils sont souvent présents localement en mélange avec des classes granulométriques plus fines

et/ou plus grossières, qui les rendent parfois difficiles à échantillonner « seuls ».

Pour chaque type de perturbation, nous avons également défini un "second choix" (cf. Tableau III) qui pourra éventuellement être échantillonné si le « substrat sentinelle » le plus intéressant est absent de la mosaïque benthique du site inventorié. Basée sur les mêmes critères que pour le « premier choix », la démarche a abouti à la sélection de substrats dont la nature est cependant plus variable en fonction du type de perturbation à identifier.

1.7. - Limites d'utilisation du protocole RCS

Des limites d'utilisation du protocole RCS ont été proposées par l'Université Paul Verlaine de Metz et le CEMAGREF (groupement de Lyon). Elles ont été précisées par le groupe de travail réunissant l'Université Paul Verlaine de Metz, le CEMAGREF (groupement de Lyon) et 7 DIREN dans leur première version du projet de norme pour le prélèvement des macroinvertébrés aquatiques.

Le protocole RCS concerne le prélèvement des macroinvertébrés dans les cours d'eau sur un « point de prélèvement fixé » (= station). Il s'applique aux cours d'eau dont la totalité des substrats à prélever dans le lit mouillé peuvent être prélevés à pied ou au moyen d'embarcations légères, avec des appareils à main de type filet Surber ou filet Haveneau.

Le protocole RCS n'est pas utilisable pour les secteurs de sources et ruisselets.

1.8. - Protocole RCS et assurance qualité

Les termes de l'assurance qualité devront être définis précisément sur la base de la norme qui sera prochainement établie. Une dernière relecture du document élaboré par le groupe de travail est prévue le 28 Novembre 2008, après avis des membres du Groupe National Qualité des Eaux sur son contenu, qui a déjà évolué par rapport à la circulaire ministérielle (notamment sur la notion de représentativité des habitats marginaux).

Néanmoins, l'expérience des années d'échantillonnage 2005-2007 sur les sites du réseau de référence, la constitution de la base de données correspondante et nos essais d'exploitation de cette base de données, nous permettent de souligner un certain nombre de points sensibles à examiner avec attention, qui vont bien au-delà du simple protocole de prélèvement des relevés unitaires sur le terrain.

1.8.1. - Définition typologique d'un point de prélèvement

Les termes de l'annexe 5 de la Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 précisent qu' « afin d'assurer la comparabilité ... les résultats des systèmes utilisés par chaque état membre sont exprimés comme des ratios de qualité écologique » et que « ces ratios représentent la relation entre les valeurs des paramètres biologiques observées ... et les valeurs de ces paramètres dans les conditions de référence ».

Il est donc indispensable que tout opérateur détermine de manière exacte, l'appartenance typologique du site qu'il a à diagnostiquer, en se basant sur la typologie précisément décrite dans l'annexe 3a de la circulaire DCE 2006/16 du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (page 13/39), de façon à comparer de manière pertinente les valeurs des métriques de l'I2M2 qu'il calculera aux valeurs de référence du bon type de masse d'eau.

Cette typologie est fondamentalement basée sur l'appartenance de toute masse d'eau (i) à une HER de niveau 1 et (ii) à une classe de taille décrite par un ordre ou groupe d'ordres de Strahler.

Sur les 1605 liste « station x date » de la base de données « réseau de référence » sur lesquelles nous avons travaillé, 418 (i.e. 26,0%) présentaient une appartenance typologique (colonne « typologie nationale ») qui ne correspondait pas au croisement de l'information fournie par l'HER de niveau 1 (colonne « her1 ») et le rang selon la classification de Strahler (colonne « rang_corr »).

Après analyse des résultats et discussion avec nos collègues du CEMAGREF et un certain nombre d'hydrobiologistes des DIREN, plusieurs raisons sont invocables :

- des erreurs de saisie (e.g. cours d'eau de type G9, de 40 mètres de large mais ... d'ordre 1), mais qui ne représentent qu'une proportion mineure de ces discordances,
- des points de prélèvement qui sont en limite de HER (à laquelle ils appartiennent géographiquement), mais dont le cours d'eau à hauteur de ce site d'étude draine un bassin-versant qui appartient principalement à l'HER voisine. Ces points de prélèvement ont alors été affectés à cette dernière HER, considérée comme plus représentative du cours d'eau au niveau du point de prélèvement que son HER géographique. Cette démarche peut paraître logique. Il convient cependant de conserver à l'esprit que les peuplements, notamment les peuplements d'invertébrés aquatiques,

répondent très rapidement (i.e. sur quelques dizaines de mètres, voire quelques mètres seulement) aux changements de substrat géologique et/ou aux modifications des caractéristiques physico-chimiques de l'eau, de sorte qu'il n'est pas rare de rencontrer des peuplements d'invertébrés benthiques de structure et de composition totalement différentes à de très faibles distances sans modification de rang. Ainsi les espèces calcifuges peuvent disparaître très rapidement lors du passage d'un cours d'eau d'un substrat siliceux à un substrat calcaire, et être remplacées par un cortège d'espèces calciphiles. Dans les petits cours d'eau vosgiens acidifiés, une simple résurgence d'eau à pH alcalin est suivie de manière immédiate par des modifications locales profondes du peuplement benthique, même si ce petit cours conflue rapidement avec un cours d'eau acidifié plus important, de sorte que la longueur du tronçon à pH voisin de la neutralité ne mesure que quelques mètres ou quelques dizaines de mètres. Au moins dans le cadre des sites appartenant à des réseaux de suivi à moyen ou long termes, il conviendrait donc d'étudier ces stations particulières avec attention (i) en analysant la nature et l'ampleur des contrastes (e.g. géologiques, géomorphologiques) entre HER voisines, (ii) en évaluant localement avec le maximum de précision possible la distance du point de prélèvement à la limite « théorique » entre les deux HER voisines, (iii) en étudiant l'information historique sur la composition physico-chimique et le compartiment des invertébrés benthiques, disponible dans les bases de données alimentées par les réseaux de mesure, sur les stations situées sur le même cours d'eau (dans les deux HER voisines) de façon à vérifier si l'appartenance typologique la plus plausible correspond bien à la logique de la démarche habituellement utilisée.

- des points de prélèvement qui émargent à une HER et à un rang qui classent théoriquement les sites correspondants dans un type de cours donné, mais dont l'opérateur de terrain considère que le fonctionnement du cours d'eau est plutôt caractéristique d'un autre type. Ce cas de figure est, de loin, le plus fréquent. Si la démarche est concevable, il paraît important de l'encadrer, en définissant précisément (i) quels sont les critères à prendre en compte pour caractériser le fonctionnement d'un cours d'eau (nature du régime hydrologique ? valeur du module ? caractéristiques géomorphologiques ? composition physico-chimique de l'eau ? occupation du bassin-versant ? sources en matières organiques disponibles ?), (ii) quelles sont les valeurs des caractéristiques fonctionnelles attendues pour les différents types de cours d'eau, (iii) comment mesurer l'écart entre valeurs observées sur un site donné et valeurs attendues pour ces caractéristiques fonctionnelles dans le (ou les)

différent(s) type(s) de cours d'eau où le site est susceptible d'émarger, et (iv) à partir de quel écart aux caractéristiques attendues pour le type de cours d'eau théorique prévu par le croisement de l'information HER1 x rang, le point de prélèvement doit être reclassé dans un autre type. Il paraît en effet fondamental que chaque opérateur de terrain, quelque soit son degré d'expérience, adopte une démarche aussi homogène que possible dans son appréciation du fonctionnement du cours d'eau à diagnostiquer. Cette démarche va directement déterminer l'appartenance typologique qu'il va attribuer à son point de prélèvement. Elle influera par voie de conséquence sur l'évaluation écologique qu'il fera de son site, dans la mesure où le résultat de sa démarche déterminera les valeurs de référence auxquelles il devra comparer les valeurs calculées des métriques retenues pour l'I2M2, à partir de l'échantillon prélevé sur le site.

1.8.2. - Regroupement des prélèvements unitaires par bocaux

La recherche du meilleur compromis « précision du diagnostic écologique/coût de l'acquisition de la donnée de base » a conduit à adopter dans le protocole d'échantillonnage de terrain et dans le protocole de laboratoire, un certain nombre de mesures visant à réduire le coût de traitement des échantillons en réduisant au maximum la perte d'information bio/écologique. Parmi ces mesures, il a été décidé de proposer la réunion des 12 prélèvements unitaires en 3 bocaux, selon une démarche clairement définie, de façon à limiter le temps consacré au tri faunistique des prélèvements unitaires au laboratoire.

Sur la plupart des sites du « réseau de référence », ces 12 prélèvements unitaires ont été triés séparément, puis affectés *a posteriori* à un bocal, de sorte qu'il est possible de vérifier la pertinence des regroupements, en les confrontant à la description de la mosaïque benthique fournie par l'opérateur pour le site correspondant. Il a été également possible de rectifier les éventuelles erreurs d'affectation, dans la mesure où chaque prélèvement étant trié séparément, il peut être réaffecté au « bon » bocal.

Sur certaines HER, jusqu'à 90% d'erreurs ont été observées dans la composition des bocaux « 1 », « 2 » et « 3 » lors de l'application du protocole « sites de référence », par suite d'une mauvaise compréhension et/ou d'un non respect du protocole. L'erreur la plus fréquente a été le non respect de l'ordre dans lequel les deux étapes A et B successives (cf. Page 16) devaient s'effectuer, qui a abouti au mauvais regroupement par l'opérateur de prélèvements unitaires.

Pour tenter de réduire cette importante fréquence d'erreurs, le principe de constitution de la combinaison des 12 habitats à échantillonner sur le terrain et le principe de leur regroupement en 3 bocaux ont été fortement simplifiés dans le protocole RCS (par rapport au protocole « stations de référence »).

Dans la mesure où dans la version du protocole RCS en voie de normalisation, après discussion au sein du groupe de travail ayant rédigé la première proposition de norme, le regroupement physique des prélèvements unitaires sur le terrain sera sans doute autorisé (ce qui exclura la possibilité de corriger toute erreur éventuelle de regroupement *a posteriori*), il paraît très important de vérifier au préalable que les opérateurs de terrain maîtrisent parfaitement l'application de la norme, et de n'accorder la possibilité de prélever qu'à des opérateurs dont la compétence a été validée, notamment sur ce point particulier.

1.8.3. - Pratiques de laboratoire

1.8.3.1. - Sous-échantillonnage et estimation des effectifs

Une synthèse des pratiques de laboratoire des DIREN pour le tri et la détermination de macroinvertébrés aquatiques, dans le cadre de l'application de la méthode de la circulaire RCS (fichier Excel de synthèse qui nous a été transmis par Pierre Mazuer, après accord de Marie-Pierre Collin-Huet, le 20 Mai 2008) a été initiée par le GNQE. Ce document particulièrement intéressant montre la diversité des pratiques utilisées par les différents laboratoires à activité d'hydrobiologie, tant dans la préparation et le pré-traitement des échantillons sur le terrain, que dans leur traitement au laboratoire après retour du terrain.

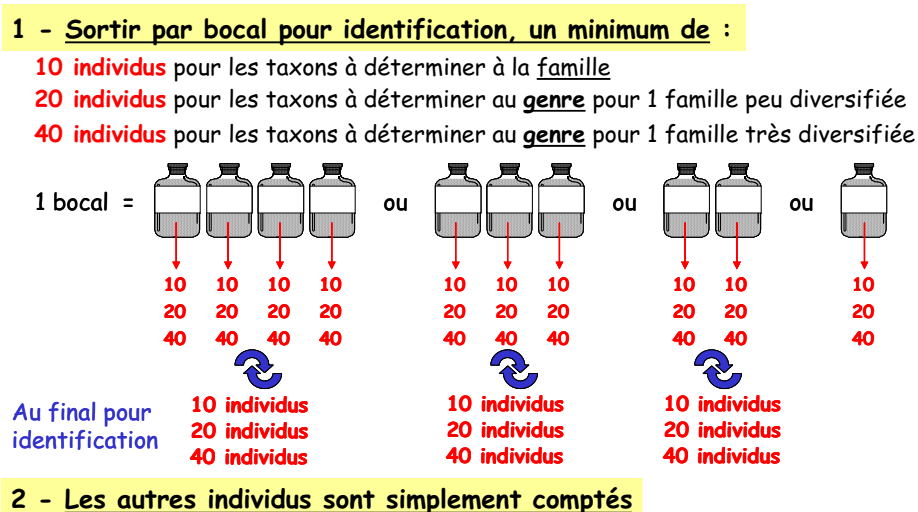


Figure 14 : Description du protocole d'identification et de dénombrement des taxons aux différents niveaux systématiques d'identification préconisés par la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 (cf. § IV.2.3 et Annexe 4).

L'optimisation du temps de tri dédié (i) à la séparation des organismes benthiques du matériel minéral ou des débris organiques et (ii) à l'estimation des effectifs déterminés au niveau systématique préconisé par la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007, a abouti à l'introduction dans cette circulaire d'un protocole simplifié de sous-échantillonnage du matériel contenu dans chaque bocal (cf. § IV.2.3 p. 11 et annexe IV p. 26 de la circulaire résumés dans la figure 14).

(i) Pour tous les taxons dont l'identification est requise (ou dont la présence doit être attestée), au niveau de la famille, au moins 10 individus (s'ils existent) sont sortis pour identification, et conservés.

(ii) Pour tous les taxons dont l'identification est requise au niveau du genre, à l'intérieur de chaque famille, l'abondance des différents genres est estimée à partir de la détermination d'un nombre limité d'individus. Ce nombre est fonction du nombre de genres existants dans cette famille. Le tableau de l'annexe III de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 indique pour chaque famille une diversité générique « faible » (2 à 3 genres) ou « forte » (4 genres ou plus).

(iii) Pour chaque liste faunistique (= pour chaque bocal), le nombre minimum d'individus à identifier (s'ils existent) pour chaque famille est de :

- 10 individus pour les familles monogénériques ;
- 20 individus pour les familles à diversité générique « faible » (notées A dans l'annexe III) ;
- 40 individus pour les familles à diversité générique « forte » (notées B dans l'annexe III).

(iv) Lorsque différents prélèvements correspondant au même bocal ont été conservés séparément (dans différents récipients) lors des phases de terrain, ils sont triés et quantifiés séparément. Pour chaque famille, les individus sortis sont ensuite regroupés, et 20 ou 40 individus sont tirés au hasard pour identification (voir schéma Figure 14). Pour l'établissement de la liste faunistique du bocal, les abondances de chaque taxon estimées dans les différents prélèvements sont simplement additionnées

Ce protocole, qui laisse une certaine liberté dans le choix de la technique de sous-échantillonnage à appliquer en fonction de la nature du substrat à trier, est en partie responsable de la diversité des pratiques observée au sein des laboratoires d'hydrobiologie.

Ce protocole doit être considéré comme une exigence « minimale », qu'il convient donc de respecter *ad minima* lors de l'application du protocole décrit par la circulaire RCS sur un pool de points de prélèvement.

Cette diversité de pratique n'est pas vraiment inquiétante si les exigences minimales fixées par la circulaire sont systématiquement respectées par les pratiques de laboratoire, quoique l'on puisse fortement recommander l'utilisation de pratiques homogènes sur un ensemble de stations, de façon à ne pas introduire de biais méthodologique dans les résultats obtenus, qui serait simplement généré par l'adoption de pratiques différentes sur plusieurs sous-ensembles de stations, certaines subissant - par exemple - un tri exhaustif alors que d'autres seraient plus largement sous-échantillonnées.

La pratique d'un protocole de sous-échantillonnage, implique obligatoirement l'utilisation d'un algorithme de ré-estimation des effectifs dans le bocal (ou le point de prélèvement) sous-échantillonné à partir des résultats fournis par les divers sous-échantillons. Ce protocole de ré-estimation des effectifs n'est pas explicitement détaillé dans la circulaire RCS. Certains résultats observés dans la base de données « sites de référence » incitent fortement à penser que la démarche de recalcul des effectifs est parfois mal maîtrisée et aboutit à des résultats assez étonnants (parfois jusqu'à plus de dix mille d'individus pour un seul taxon sur un relevé de 1/20^e de m², plus de 60000 individus récoltés sur 0,6 m² échantillonnés).

Il conviendrait donc de vérifier que les opérateurs effectuant le travail de laboratoire aient bien compris le procédé de recalcul des effectifs, et si besoin le détailler, sinon dans la future norme qui fixera les bonnes pratiques de laboratoire, dans un cahier technique associé au protocole RCS.

1.8.3.2. - Niveaux de détermination

Le protocole RCS préconise des niveaux d'identification taxonomique un peu moins précis que ceux demandés par le protocole à appliquer sur les sites du réseau de référence, en abandonnant le niveau générique pour les taxons dont la séparation est difficile et peut conduire à un fort pourcentage d'erreurs. Cette adaptation est d'autant plus justifiée que les profils bio-écologiques des différents genres au sein d'une même sous-famille ou d'une même famille sont plus homogènes, l'effort de détermination supplémentaire demandé pour une détermination générique n'ayant alors que peu d'intérêt.

Malgré cet allègement des exigences en matière d'identification taxonomique, il s'avère, à la consultation des listes taxonomiques, que même au niveau

systematique de la famille, un certain nombre de listes présentent des identifications manifestement suspectes. Une suspicion d'erreur est relativement facile à mettre en évidence lorsque un taxon, endémique d'un écorégion bien déterminée, est retrouvé sur des points de prélèvement très éloignés de son aire de distribution habituelle. C'est par exemple le cas des larves de Trichoptères de la famille des Helicopsychidae, considérées comme endémiques de Corse (cf. Tachet *et al.* 2000), et pourtant retrouvées - dans la base de données « sites de référence » - dans certaines listes faunistiques de points de prélèvements des HER 1, 9, 10 ou 22.

Nous ne pouvons évidemment écarter l'hypothèse d'une erreur (i) dans la saisie de la feuille de résultats bruts ou (ii) dans le reformatage des données pour intégration dans la base nationale. Quelle que soit son origine, ce type d'erreur suscite cependant plusieurs réflexions.

Il paraît souhaitable que les compétences des personnels en charge des réseaux de suivis, en matière d'identification systématique de la faune invertébrée aquatique, soit certifiées par une procédure d'accréditation qui valide la maîtrise des niveaux taxonomiques à atteindre lors de l'application des protocoles RCS (ou « sites de référence »),

Il paraît également nécessaire, pour chaque point de prélèvement et pour chaque taxon identifié, qu'un nombre significatif d'organismes soit conservé pendant un laps de temps minimum, afin d'autoriser une éventuelle confirmation des identifications, s'il y a doute éventuel sur certains individus lors de la validation des données. Les organismes conservés ne doivent pas se limiter aux stades les plus âgés (donc les plus gros et les plus facilement identifiables), mais être approximativement représentatifs des différentes classes de taille rencontrées dans l'échantillon.

En matière de contrôle et validation des données générées par les réseaux de suivi, il paraît également important de définir précisément les compétences et les responsabilités de chaque organisme ou structure impliquée dans leur chaîne de production.

Un double système de contrôle et de validation au niveau de chaque DIREN et au niveau de l'organisme assurant la collecte et l'intégration des données dans la base nationale, par des personnels ayant compétence en matière de systématique zoologique est indispensable.

La première version de la base de données sur les sites du réseau de référence qui nous a été fournie, comprenait également un nombre important de taxons mal orthographiés, de sorte qu'un seul et même taxon pouvait se retrouver sous une demi-douzaine d'appellations différentes. Pour limiter les éventuelles erreurs

d'interprétation sur ces taxons, nous recommandons d'intégrer dans la « fiche envoi CEMAGREF » (format Excel) une liste complète des « dénominations » et des « codes » Sandre de l'ensemble des taxons potentiellement capturables à l'échelle nationale, afin de limiter les erreurs éventuelles dans la saisie, la transcription et l'interprétation des données consignées dans le tableau « Quantification de l'échantillon » (cf. classeur Excel « Protocol Invert RCS final - Annexe 2 - feuille « fiche envoi CEMAGREF »).

2. - Proposer une adaptation du protocole d'échantillonnage RCS utilisables pour les grands cours d'eau, après bilan de l'intérêt respectif des trois stratégies d'échantillonnage associées dans le protocole actuellement utilisé (i.e. IBGA), à partir des données disponibles

Le protocole RCS « Grands Cours d'eaux » doit répondre à quatre objectifs principaux :

- Fournir, pour les grands cours d'eau, une image représentative du peuplement d'invertébrés d'un point de prélèvement en séparant la faune des habitats dominants de celle des habitats marginaux,
- Conserver le maximum d'homogénéité dans le protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques le long d'un gradient amont-aval, des très petits cours d'eaux (TP) aux grands (G) et très grands (TG) cours d'eaux,
- Permettre l'application du futur indice d'évaluation de l'état écologique (I2M2) sur l'ensemble du réseau hydrographique national,
- Permettre, au moins pendant une période de transition, le calcul d'un « équivalent IBGA », afin d'autoriser la comparaison des évaluations DCE compatibles sur les grands cours d'eaux avec les données historiques obtenues avec le protocole IBGA.

2.1. - Trois méthodes d'échantillonnage complémentaires

Comme souligné dans le rapport de FERREOL *et al.* (2008), même si les 3 techniques d'échantillonnage associées dans le protocole IBGA fournissent des assemblages d'invertébrés benthiques présentant un cortège faunistique commun important, chaque technique contribue de manière originale à la liste faunistique commune.

Si la composition de cette composante propre à chaque technique peut varier d'un cours d'eau à l'autre, cette spécificité est conservée pour la plupart des cours d'eau analysés. Ainsi les substrats artificiels permettent de capturer plus efficacement des taxons tels que les Turbellariés de la famille des Dendrocoelidae, les Gastéropodes Bithyniidae et Viviparidae, les Crustacés

Cambaridae et Asellidae et des insectes tels les Diptères Athericidae, les Mégaloptères Sialidae, les Odonates Gomphidae et Platycnemididae ou les Trichoptères Polycentropodidae (GFI 4) (cf. FERREOL *et al.* 2008).

Les dragages permettent également de récupérer une faune originale, mais plus polluosensible que celle spécifique des substrats artificiels [e.g. Plécoptères Leuctridae (GFI 7), Ephéméroptères Ephemeridae (GFI 6), Heptageniidae, Polymitarcidae et Potamanthidae (GFI 6), les Trichoptères Psychomyiidae (GFI 4) et Hydropsychidae (GFI 3), les Coléoptères Elmidae), dont l'absence influence significativement la détermination du GFI ($p < 0,001$), ce qui n'est pas le cas des substrats artificiels ($p = 0,887$; cf. Ferréol *et al.* 2008).

En conclusion, l'échantillonnage des berges au filet Surber (= « FS ») est la méthode la plus contributive à la liste faunistique d'un point de prélèvement (en partie sans doute parce qu'elle correspond au plus gros effort d'échantillonnage : 8 prélèvements unitaires parmi les 13). Cette méthode doit donc rester la méthode de référence du protocole RCS « grandes rivières » par souci de cohérence dans l'appréhension des cours d'eaux échantillonnables à pied (ou à l'aide d'embarcations légères) et des grandes rivières.

Les deux autres techniques d'échantillonnage (« D » = dragage et « SA » = substrats artificiels) complètent significativement la liste faunistique établie sur la base de l'échantillonnage des berges par filet Surber, et peuvent intervenir significativement sur le calcul de l'IBGA, en agissant potentiellement sur le GFI (pour « D », plus particulièrement dans la gamme des GFI 4 à 7 : FERREOL *et al.* 2008) et/ou sur la classe de variété taxonomique (pour « D » et « SA »).

Il y a cependant plus de redondance taxonomique entre les méthodes « FS » et « SA » qu'il n'y en a entre les méthodes « FS » et « D », de sorte que l'hypothèse d'une utilisation « non systématique » des substrats artificiels, est envisageable lors de l'échantillonnage des grandes rivières et à discuter en fonction des caractéristiques morphologiques propres à chaque cours d'eau à hauteur de chaque « point de prélèvement ».

2.2 - Un protocole RCS adapté aux grands cours d'eau en cohérence avec le protocole RCS décrit dans la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007

2.2.1. - La notion de « station » ou « point de prélèvement »

Est appelée « station » (ou « point de prélèvement »), toute portion de cours d'eau, représentative de l'hydromorphologie d'un tronçon en termes de diversité

des habitats physiques, y compris les éventuelles altérations hydromorphologiques.

La délimitation de la « station » est, comme dans la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 (cf. § II.1 à II.4 - Annexe 1), basée sur une succession, si possible, de 2 séquences « radier/mouille ». Elle est constituée :

- d'une zone de berge : une zone de faible profondeur ($\leq 1\text{m}$) dont la distance à la rive est au plus de 5 % de la largeur mouillée moyenne à la date d'échantillonnage (cf. Figure 15),
- d'une zone intermédiaire : une zone de plus ou moins forte pente faisant la jonction entre la zone de berge et la zone profonde. Sa largeur est variable en fonction de sa pente et de la profondeur moyenne du chenal profond. Cette zone peut présenter des habitats - donc un cortège faunistique - particuliers (en termes de combinaisons substrat x vitesse x hauteur d'eau) non forcément rencontrés en berge ou dans le chenal profond (cf. Figure 15). Les parties « accessibles à pied » et « non accessibles à pied » seront éventuellement échantillonnées avec une technique différente,
- d'une zone du chenal profond : une zone de profondeur voisine de la profondeur maximale, non accessible à pied, de faible pente moyenne (cf. Figure 15).

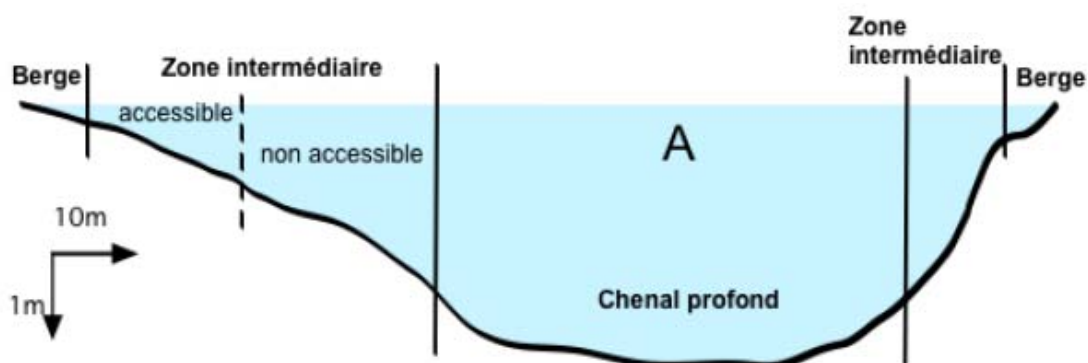


Figure 15 : Coupe transversale d'un grand cours d'eau. Délimitation de la zone de berge, la zone intermédiaire (accessible et non accessible) et de la zone du chenal profond.

2.2.2. - Un effort d'échantillonnage maintenu constant

L'effort d'échantillonnage est maintenu à 12 prélèvements unitaires, réalisés en 3 phases successives de 4 prélèvements (i) dans la zone de berge, (ii) la zone intermédiaire et (iii) le chenal profond.

La notion d'habitats « marginaux » et d'habitats « dominants » est maintenue, avec une signification cependant différente :

- les habitats marginaux sont les habitats de la zone de berge
- les habitats dominants sont les habitats de la zone intermédiaire ou de la zone du chenal profond.

L'effort d'échantillonnage relatif « habitats marginaux » vs « habitats dominants » est donc maintenu à 4 prélèvements unitaires pour les habitats « marginaux » contre 8 prélèvements unitaires pour les habitats « dominants ».

La définition de « l'habitat » (i.e. combinaison d'un substrat et d'une classe de vitesse de courant) et du « substrat » (i.e. association d'éléments minéraux - pouvant inclure des éléments organiques - ou d'éléments végétaux, présentant des caractères physiques homogènes sur une certaine surface) reste inchangée.

2.2.3. - Un principe général inchangé

L'application pratique du protocole RCS « Grands Cours d'Eau » conduit toujours à successivement :

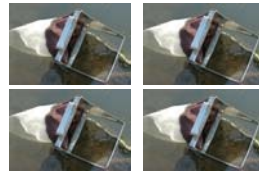
- Identifier sur le terrain les trois zones de prélèvement (zone de berge, zone intermédiaire et zone du chenal profond);
- Réaliser un premier groupe de 4 prélèvements dans la zone de berge, suivant l'ordre d'habitabilité des substrats pour constituer le « bocal 1 » ; *(analogue au « bocal 1 » réalisé dans les habitats « marginaux » suivant l'ordre d'habitabilité, par application du protocole RCS de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007)*
- Réaliser un deuxième groupe de 4 prélèvements dans la zone du chenal profond pour constituer le « bocal 2 » ; *(analogue au « bocal 2 » réalisé dans les habitats « dominants » suivant l'ordre d'habitabilité, par application du protocole RCS de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007)*
- Réaliser un troisième groupe de 4 prélèvements dans la zone intermédiaire pour constituer le « bocal 3 » ; *(analogue au « bocal 3 » réalisé dans les habitats « dominants » compte tenu des surfaces de recouvrement, par application du protocole RCS de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007)*

2.2.4. - Une combinaison de méthodes d'échantillonnage qui dépend de la configuration du point de prélèvement

Les modalités pratiques de l'application des différentes techniques d'échantillonnage sont précisément décrites dans l'Annexe II (cf. § III.2.1 à III.2.3), et ne seront donc pas reprises dans ce rapport.

Phase 1 : zone de berge

* Réaliser 4 prélèvements unitaires au filet Surber (ou « Haveneau »), avec priorité à l'habitabilité des substrats



= « BOCAL 1 »

Phase 2 : zone du chenal profond

* Réaliser 4 dragages, représentatifs de la diversité de substrat du chenal, répartis sur plusieurs transects perpendiculaires aux rives.

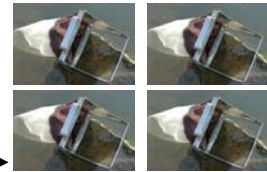


= « BOCAL 2 »

Phase 3 : zone intermédiaire

(i) Si tous les types de substrat de la zone intermédiaire sont accessibles à pied (profondeur ≤ 1 m) et visibles ou sondables :

* Réaliser 4 prélèvements unitaires au filet Surber avec priorité à l'habitabilité des supports selon l'ordre du protocole RCS



= « BOCAL 3 »

(ii) Si une partie seulement des types de substrat de la zone intermédiaire sont accessibles à pied (profondeur ≤ 1 m) :

Zone accessible à pied

* Réaliser 2 prélèvements unitaires au filet Surber

Zone non accessible à pied

- o Si substrat dominant = sédiment fin (diamètre moyen < 2 mm)

* Réaliser 2 dragages, représentatifs de la diversité du substrat de la zone intermédiaire

- o Si substrat dominant = sédiment grossier (diamètre moyen ≥ 2 mm)

* Poser 2 Substrats artificiels



= « BOCAL 3 »



= « BOCAL 3 »



= « BOCAL 3 »

(iii) Si tous les types de substrat de la zone intermédiaire ne sont pas accessibles à pied (profondeur > 1 m) :

- o Si substrat dominant = sédiment fin (diamètre moyen < 2 mm)

* Réaliser 4 dragages, représentatifs de la diversité de substrat de la zone intermédiaire

- o Si substrat dominant = sédiment grossier (diamètre moyen ≥ 2 mm)

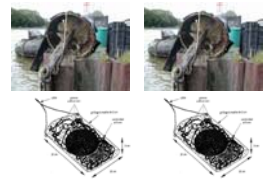
* Poser 4 Substrats artificiels



= « BOCAL 3 »

- o Si substrat est un mélange de sédiment fin et de sédiment grossier

* Associer 2 Substrats artificiels et 2 dragages



= « BOCAL 3 »

(iv) Si les rives sont verticales ou à très forte pente ne permettant pas la pose de substrat artificiel, on considèrera la zone intermédiaire comme absente

* Réaliser 4 dragages supplémentaires, dans la zone du chenal profond



= « BOCAL 3 »

Figure 16 : Synopsis de la conduite de l'échantillonnage associé au protocole RCS dans les grands cours d'eau.

Seuls seront abordés les éléments qui ont conduit à la définition de la « conduite de l'échantillonnage (cf. § III.4.1 à § III.4.3 - Annexe II). Les différents cas de figure sont décrits par la Figure 16.

Le choix de la combinaison de techniques à utiliser et du nombre de prélèvements unitaires à réaliser par technique est sans ambiguïté pour les phases 1 et 2. Il dépend par contre des caractéristiques de la zone intermédiaire pour la phase 3 où 7 cas différents ont été considérés en fonction :

- de la présence ou non d'une zone intermédiaire,
- de la présence ou non d'une zone intermédiaire accessible à pied,
- de la présence ou non d'une zone intermédiaire non accessible à pied
- de la granulométrie du sédiment dominant dans la zone intermédiaire non accessible à pied : « fin » (i.e. $\phi < 2\text{mm}$), « grossier » (i.e. $\phi \geq 2\text{mm}$) ou un mélange de sédiments fins et grossiers.

Sur les 7 cas de figures envisageables, seuls 3 d'entre eux nécessitent en partie (2 cas sur 3) ou en totalité (1 cas sur 3), la pose de substrats artificiels. L'utilisation de cette technique est donc limitée aux configurations de station où l'emploi de substrats artificiels paraît indispensable, compte tenu des difficultés d'utilisation d'une autre technique d'échantillonnage dans la zone intermédiaire.

2.2.5. - Une liste faunistique de taxons « potentiellement capturables », mise à jour

Les limites de détermination taxonomique retenues sont les mêmes que celles décrites dans le paragraphe IV.1 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 ; la liste finie des taxons à référencer avec leur niveau d'identification correspondant à l'Annexe III de la même circulaire complétée par les taxons listés dans le tableau VI de l'annexe II de ce rapport.

Les grands cours d'eaux sont cependant les hydrosystèmes les plus sujets aux introductions d'espèces exotiques par suite d'une connectivité croissante à l'échelle internationale qui facilite le déplacement d'espèces en dehors de leur zone de répartition naturelle.

A côté des exotiques proliférants récemment introduits dans les eaux continentales françaises, comme *Corbicula fluminea* (Corbiculidae), *Hypania invalida* (Ampharetidae) ou *Dikerogammarus villosus* (Pontogammaridae) (voir par exemple DEVIN *et al.* 2005 pour la Moselle), 26 autres espèces (dont 16 espèces de Crustacés et 8 espèces de Mollusques) ont été identifiées par MEDOC, BOLLACHE & BEISEL (2008) et considérées comme « à risque » pour le territoire français sur la base d'une étude bibliographique des taxons présents

hors de France mais dont l'expansion récente suggère un potentiel invasif élevé. La majorité de ces espèces provient du bassin Ponto-caspien et d'Amérique du Nord. Certaines sont déjà connues pour leur impact environnemental.

Afin de ne pas avoir à remettre à jour rapidement la liste finie des taxons potentiellement capturables dans les eaux continentales françaises, nous proposons d'ajouter ces « futurs invasifs » (cf. Tableau IV ci-dessous) à la liste du tableau VI de la note méthodologique définissant les modalités d'adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau de septembre 2008 (cf. Annexe II).

Tableau IV : Taxons à ajouter à la liste finie des taxons à référencer pour les grands cours d'eau. Les genres suivis d'un astérisque (*) sont des genres invasifs dont au moins une espèce est susceptible d'être introduite dans un proche avenir dans les eaux continentales françaises (cf. site « invabio » à l'adresse www.invabio.univ-metz.fr).

« Groupe »	Familles	Genres
Crustacea	Gammaridae Pontogammaridae / / Janiridae Mysidae Talitridae Parastacidae Panopeidae	<i>Gmelinoides*</i> <i>Dikerogammarus</i> <i>Obesogammarus*</i> <i>Pontogammarus*</i> <i>Jaera</i> <i>Paramysis*</i> <i>Orchestia</i> <i>Cherax*</i> <i>Rhithropanopeus*</i>
Bivalvia	Cardiidae Dreissenidae Mytilidae Sphaeridae	<i>Hypanis*</i> <i>Mytilopsis*</i> <i>Limnoperna*</i> <i>Musculium</i>
Gastropoda	Emmericiidae Hydrobiidae / Physidae Planorbidae Thiaridae	<i>Emmericia</i> <i>Pseudamnicola</i> <i>Marstoniopsis</i> <i>Physella</i> <i>Helisoma*</i> <i>Melanooides*</i>
Polychaeta	Ampharetidae	<i>Hypania</i>

2.2.6. - Un traitement des échantillons similaire à celui préconisé par le protocole RCS

Le protocole de tri, qui s'applique à chaque « bocal » regroupant les 4 prélèvements effectués au cours de chacune des trois phases de terrain, l'identification et l'estimation de l'abondance des taxons s'effectuent selon les mêmes critères que ceux décrits dans les paragraphes IV.2.1, IV.2.2 et IV.2.3 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

3. - Décrire précisément l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale

Les métriques utilisées par l'IBGN (i.e. le Groupe Faunistique Indicateur et la Classe de Variété Taxonomique) sont robustes, mais véhiculent une information relativement pauvre, et ne remplissent pas les exigences DCE. Elles ont également un faible pouvoir de description fonctionnelle de l'écosystème et une faible capacité à diagnostiquer les causes de l'altération. Il convient donc de rechercher de nouvelles métriques, taxonomiques ou fonctionnelles, à pouvoir descriptif et capacité de diagnostic plus importants, en tenant compte des exigences de la DCE.

Parmi la palette des outils disponibles pour étudier les modifications engendrées par les perturbations à l'échelle communautaire, les traits biologiques et écologiques des organismes d'une communauté ont déjà prouvé leurs aptitudes à indiquer un état perturbé (TOWNSEND *et al.* 1997, CHARVET *et al.* 2000, USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000a, 2001, STATZNER *et al.* 2001, 2008, USSEGLIO-POLATERA & BEISEL 2002, GAYRAUD *et al.* 2003, LECERF *et al.* 2006, PISCART *et al.* 2006, DOLEDEC & STATZNER 2008). L'habitat est considéré comme jouant le rôle de filtre pour les traits biologiques des organismes. Il contribue à la sélection dans les communautés, des populations présentant les caractéristiques bioécologiques les mieux adaptées aux propriétés spatio-temporelles de l'environnement. Si des filtres "anthropiques" (découlant des perturbations générées par les activités humaines) sont rajoutés aux filtres "naturels", des modifications seront observées dans les fréquences de sélection de certains traits d'histoire de vie au sein des communautés.

Ces traits d'histoire de vie qui décrivent (i) le cycle biologique des taxons (e.g. la taille maximale potentielle, la fécondité, le nombre de générations annuelles, la longueur du cycle de vie), (ii) la capacité des organismes à la résistance ou à la résilience (e.g. les capacités à la dissémination, l'existence de formes de résistance) ou (iii) certaines caractéristiques physiologiques (e.g. le mode de respiration, le mode de reproduction) ou comportementales (e.g. le mode d'alimentation, la relation au substrat) des organismes sont donc susceptibles de constituer d'excellentes métriques d'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques, facilement intégrables dans des outils multimétriques de bioévaluation des cours d'eaux, compatibles DCE.

Il en est de même pour les traits écologiques qui décrivent plus particulièrement la distribution des taxons à plusieurs échelles d'observation (de l'échelle biogéographique à l'échelle du mésohabitat) et leur sensibilité à différentes

pressions anthropiques (e.g. polluosensibilité globale, valeur saprobiale, sensibilité aux faibles valeurs de pH, à l'eutrophisation, à la salinité, à la température).

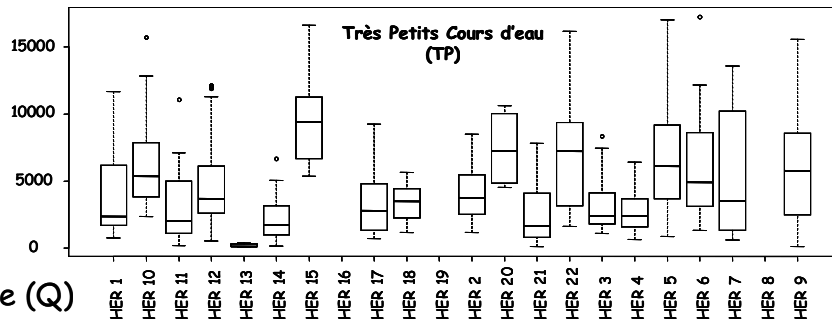
Avant d'évaluer la capacités des métriques taxonomiques et fonctionnelles à identifié un état perturbé, nous avons évalué le degré de variabilité de ces métriques au sein des différents types de cours d'eau en situation de référence : (i) sur l'ensemble des HER pour un pool de métriques taxonomiques ; (ii) en focalisant l'étude sur l'HER 10 pour les métriques fonctionnelles basées sur les traits d'histoire de vie.

3.1. - Structure taxonomique des peuplements benthiques des sites du réseau de référence par type de cours d'eau et par HER

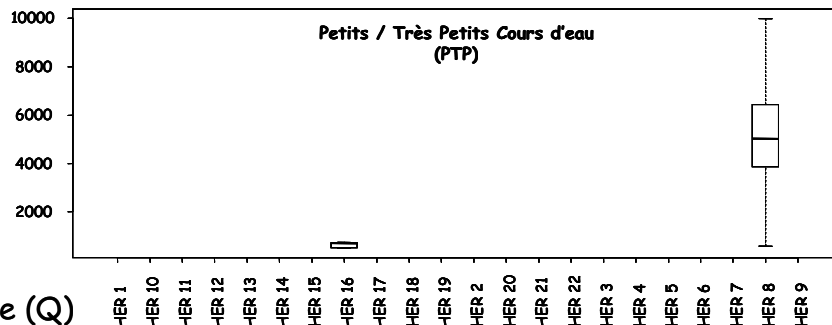
La structure taxonomique des peuplements benthiques a été caractérisée par une combinaison de 8 métriques taxonomiques incluant :

- la richesse numérique (Q) de l'échantillon constitué par les 12 prélèvements élémentaires,
- la richesse taxonomique (S) de l'assemblage faunistique dans l'échantillon, au niveau de détermination systématique préconisé par la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007,
- la diversité taxonomique (H) décrite par l'indice de Shannon et Weaver,
- la classe de variété taxonomique IBGN, telle que définie par la norme AFNOR NF T 90-350, évaluée sur l'assemblage faunistique correspondant aux bocaux 1 et 2 du protocole « stations de référence »,
- le Groupe Faunistique Indicateur (GFI) de l'IBGN évalué sur l'assemblage faunistique correspondant aux bocaux 1 et 2 du protocole « stations de référence »,
- la valeur de l'IBGN évalué sur l'assemblage faunistique correspondant aux bocaux 1 et 2 du protocole « stations de référence »,
- l'Average Score Per Taxon (ASPT), métrique dérivée du Biological Monitoring Working Party (BMWP), indice biotique britannique qui cumule les scores (de 1 à 10) alloués aux différents taxons potentiellement capturables, compte tenu de leur polluosensibilité, sur la base d'un échantillonnage stationnel des macroinvertébrés benthiques par « kick-sampling ». Au cours d'un kick sampling, l'opérateur contrôle l'effort d'échantillonnage (e.g. 3 minutes) et non la surface échantillonnée (comme dans les protocoles IBGN ou AQEM). Le BMWP est cependant fortement dépendant de la taille de l'échantillon (qui influence la richesse taxonomique obtenue) et de la saison (qui influe sur la composition taxonomique du peuplement). Le calcul de la moyenne des scores alloués aux taxons capturés plutôt que leur somme, rend l'indice biotique, donc l'évaluation de la qualité biologique d'une station, moins sensible à la taille

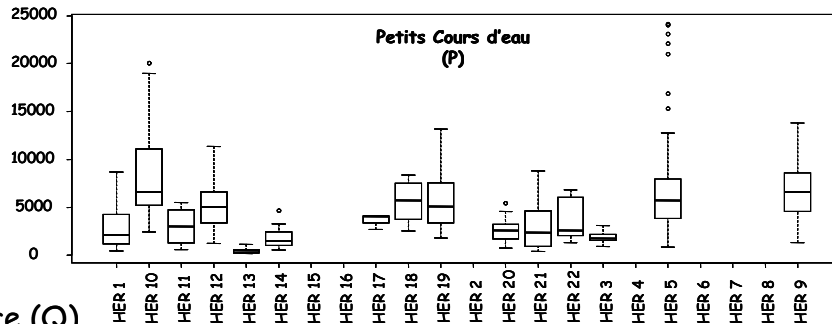
Abondance (Q)



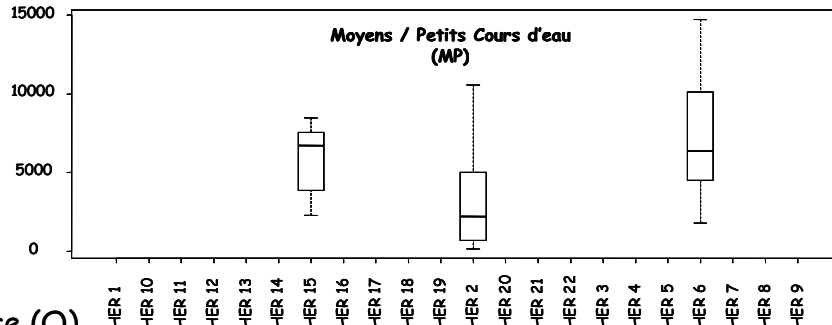
Abondance (Q)



Abondance (Q)



Abondance (Q)



Abondance (Q)

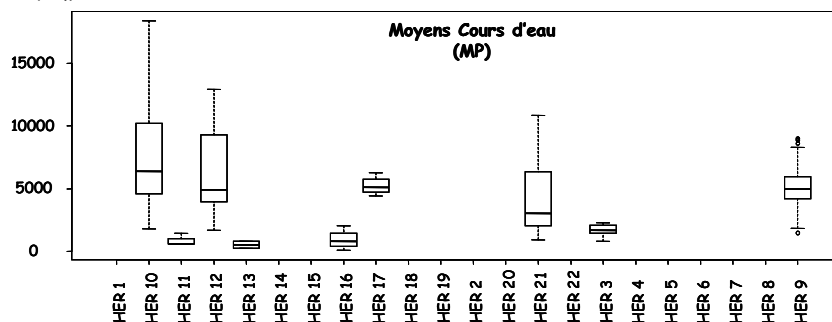
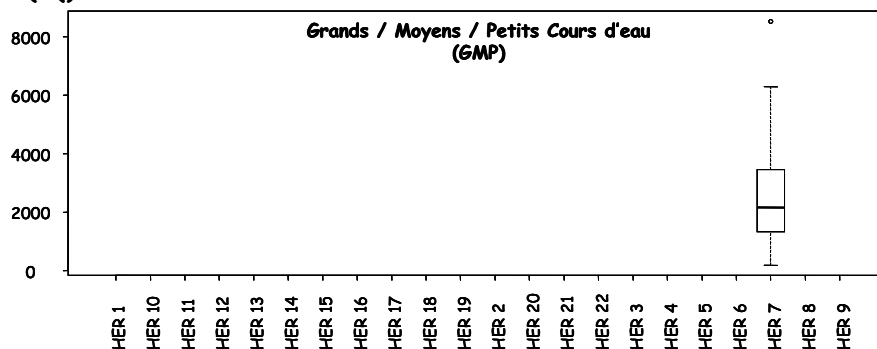
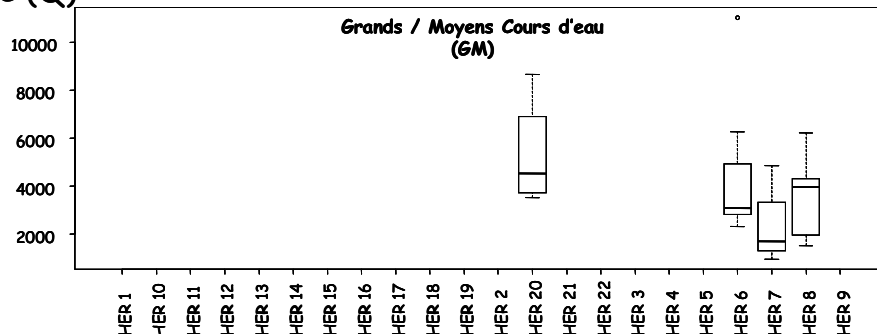


Figure 17 (partie 1) : Conditions de référence biologique : Distribution des richesses numériques (Q) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

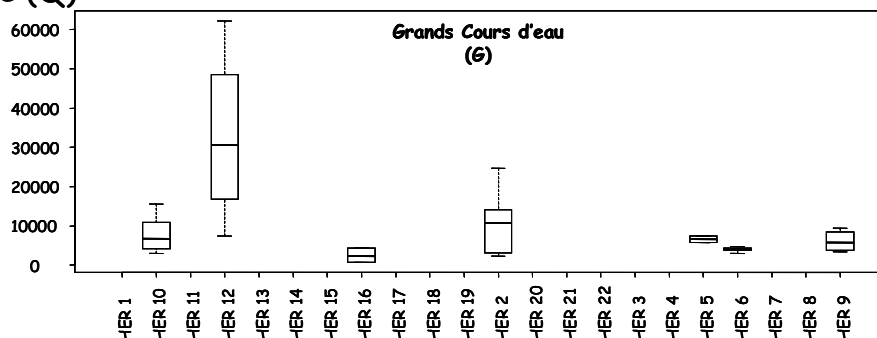
Abondance (Q)



Abondance (Q)



Abondance (Q)



Abondance (Q)

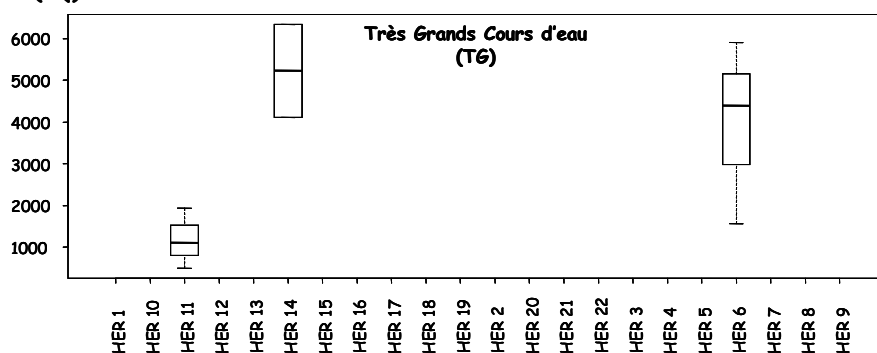


Figure 17 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des richesses numériques (Q) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

de l'échantillon et à la saison (car la moyenne obtenue est beaucoup moins dépendante du nombre de taxons sur laquelle elle a été calculée).

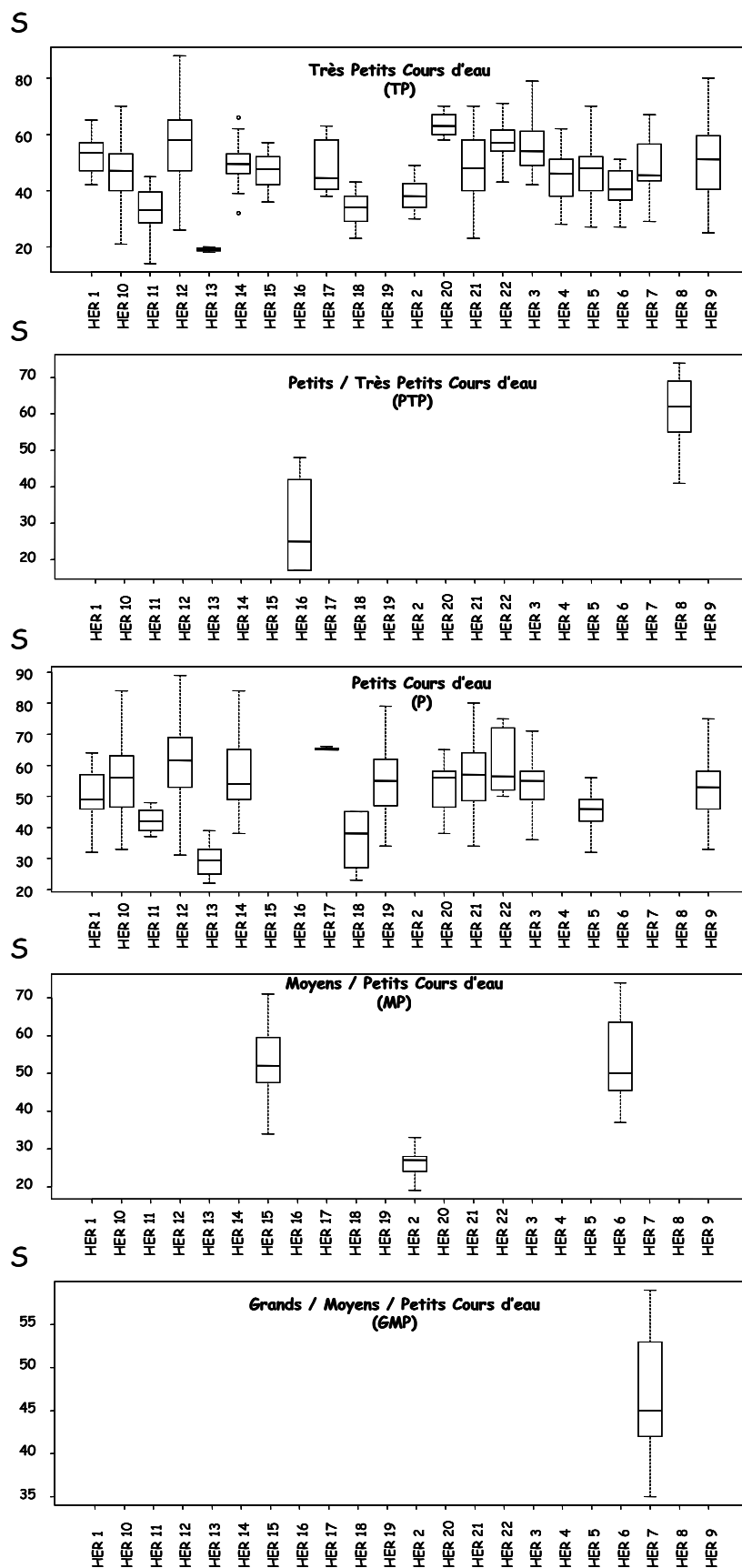


Figure 18 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des richesses taxonomiques (S) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

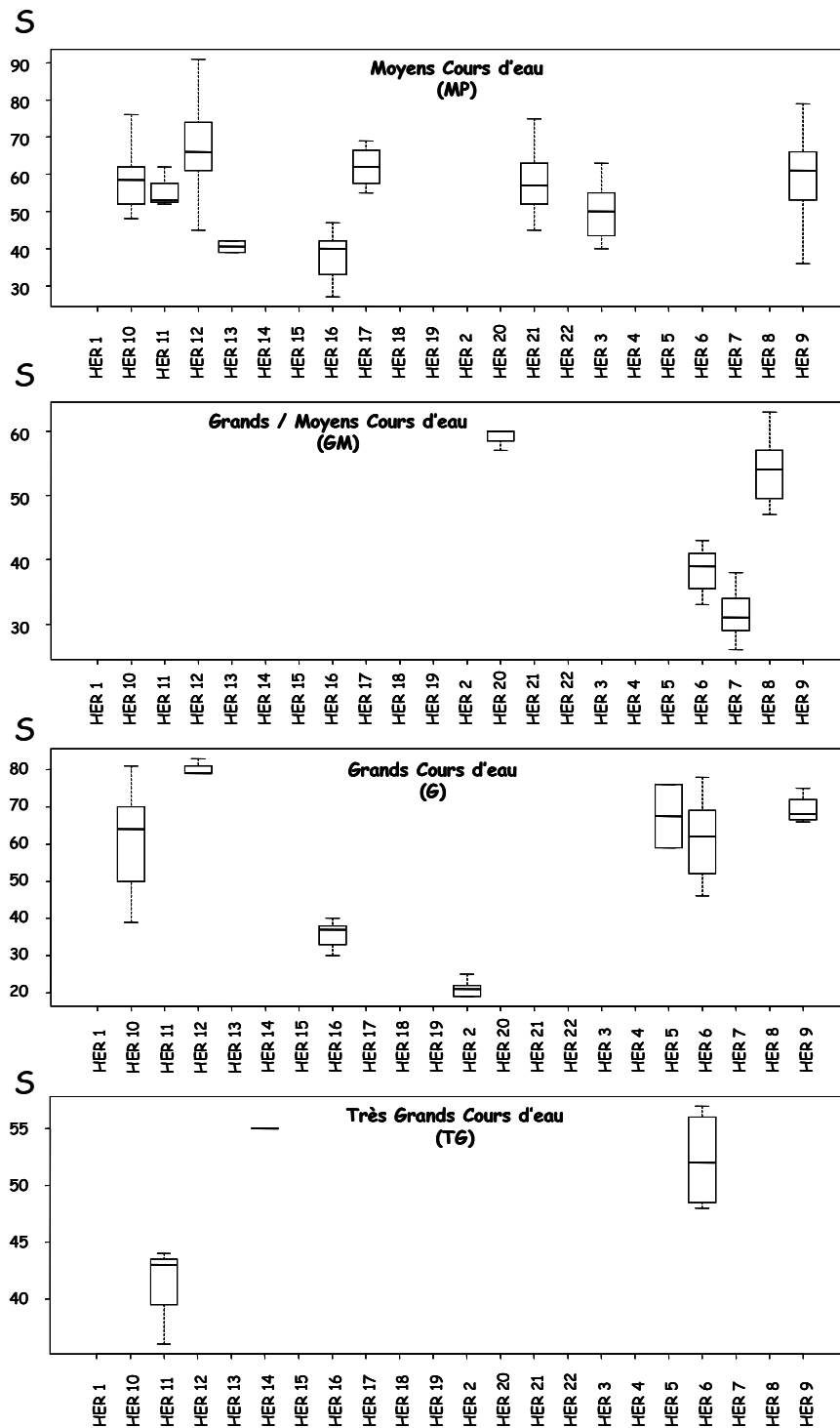


Figure 18 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des richesses taxonomiques (S) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

- la contribution relative des Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) à la liste taxonomique stationnelle [% EPT (S)]

Les résultats obtenus sont résumés dans les Figures 17 à 24.

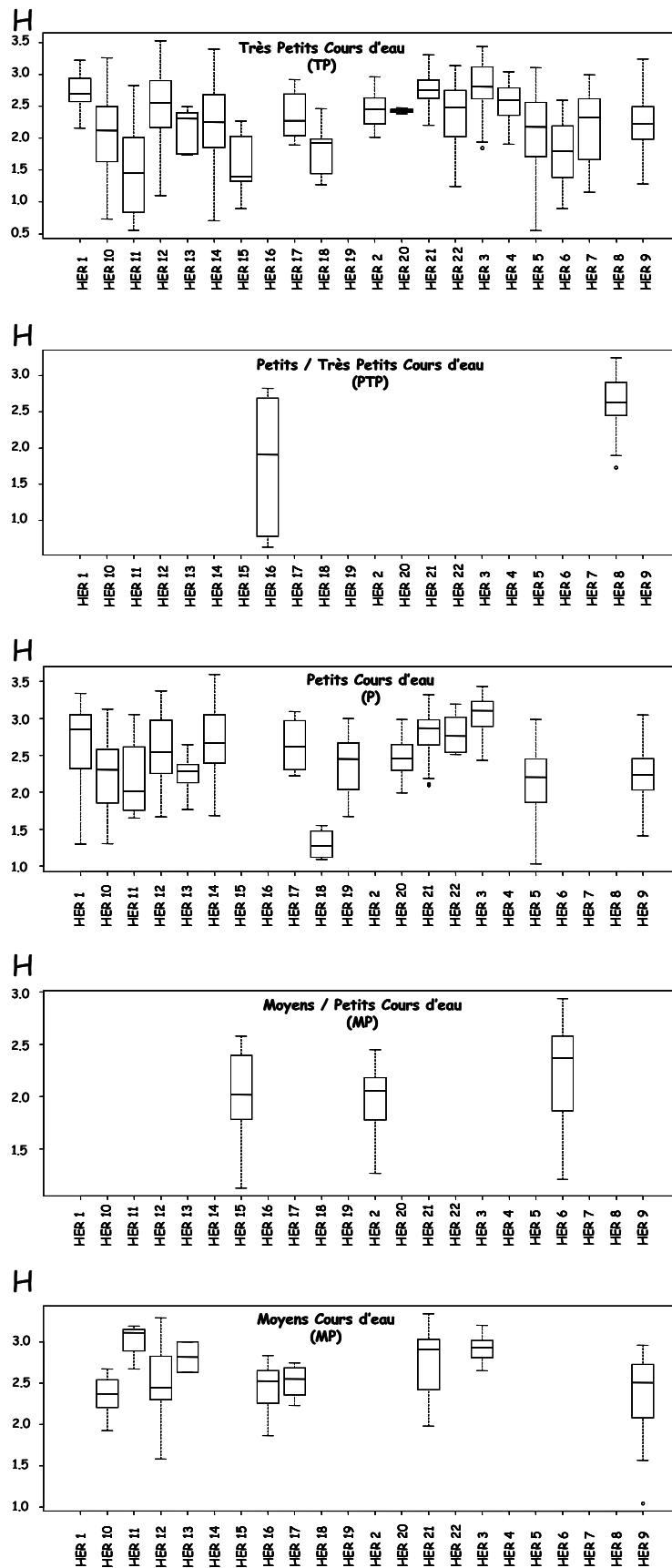


Figure 19 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des diversités taxonomiques (H) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

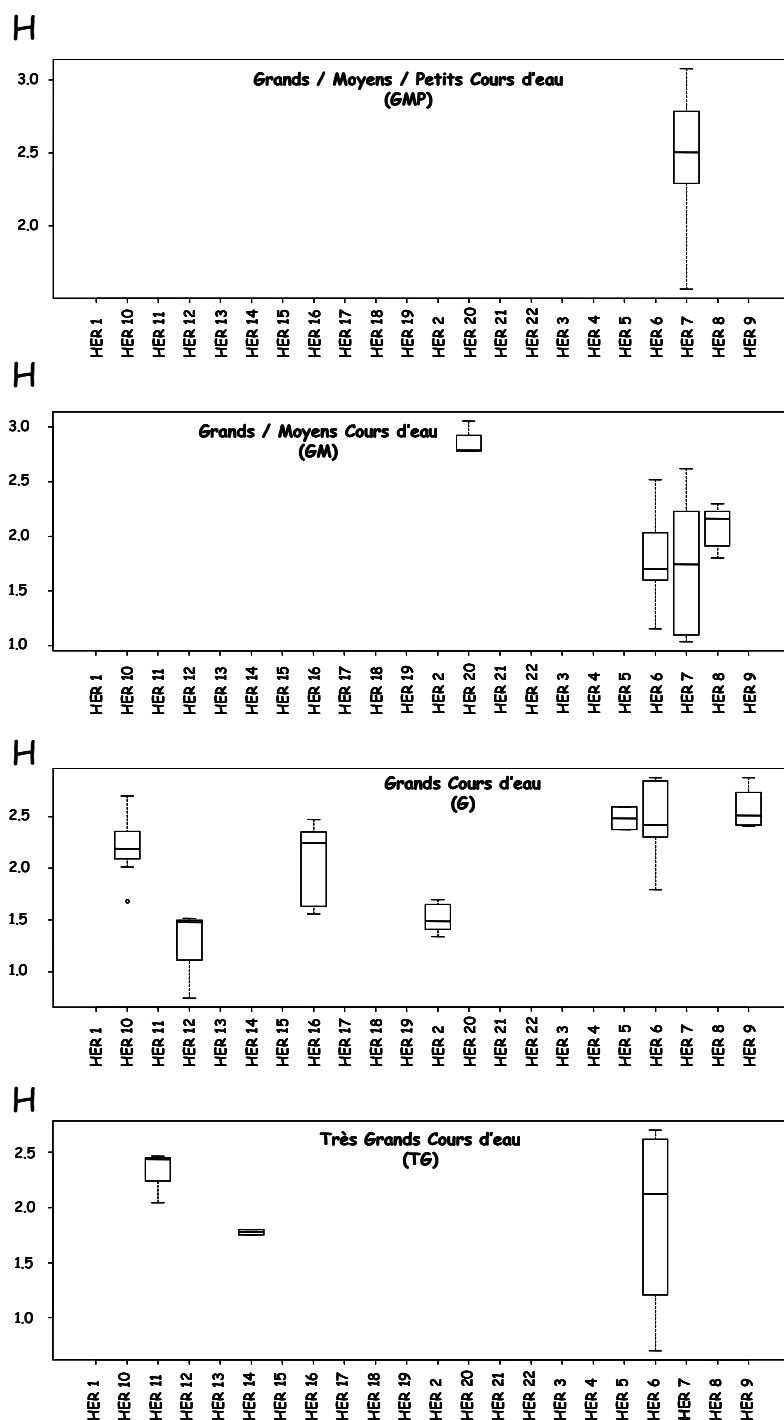
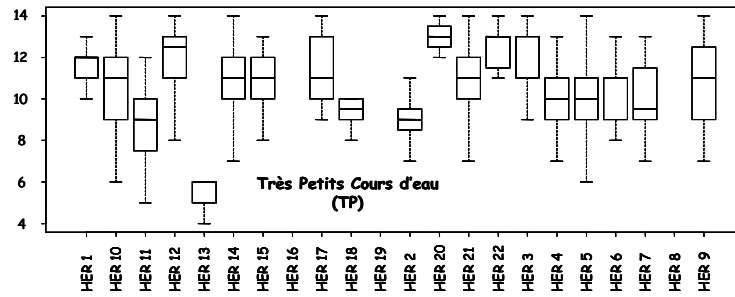


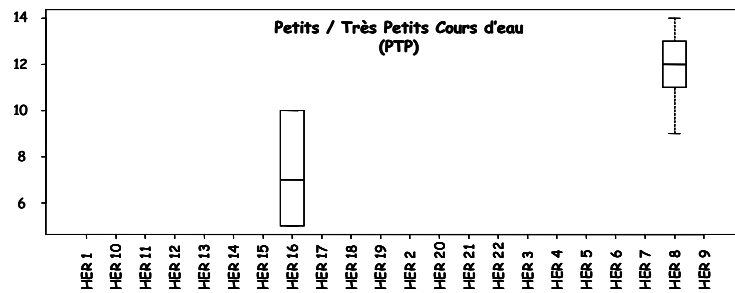
Figure 19 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des diversités taxonomiques (H) par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

En termes de richesses numériques, une grande variabilité intra-HER et inter-HER est observée, avec des densités de peuplement particulièrement faibles sur certaines HER, quel que soit le type de cours d'eau (e.g. les HER 13 « Landes », 16 « Corse » et 3 « Massif Central - Sud »- cf. Figure 17). La variabilité intra-HER est en général plus faible pour les cours d'eaux de taille moyenne à très grande (i.e. M, GMP, GM, G, TG) que pour les cours d'eaux de petite à très petite taille (i.e. TP, PTP, P).

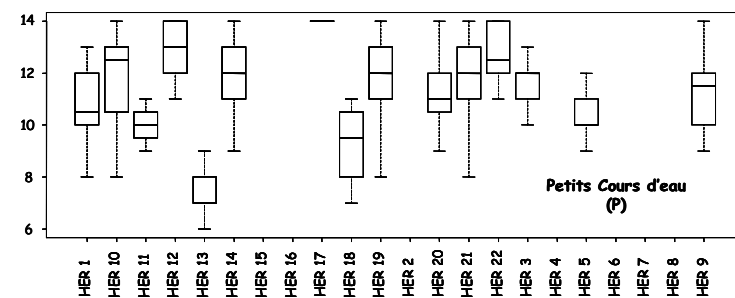
Var Tax



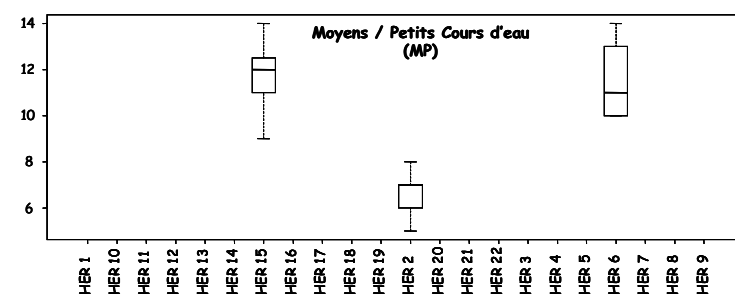
Var Tax



Var Tax



Var Tax



Var Tax

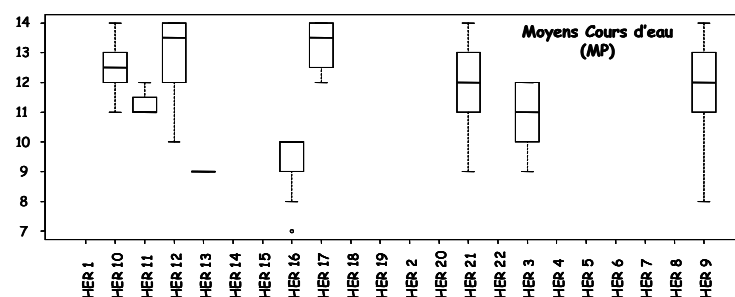
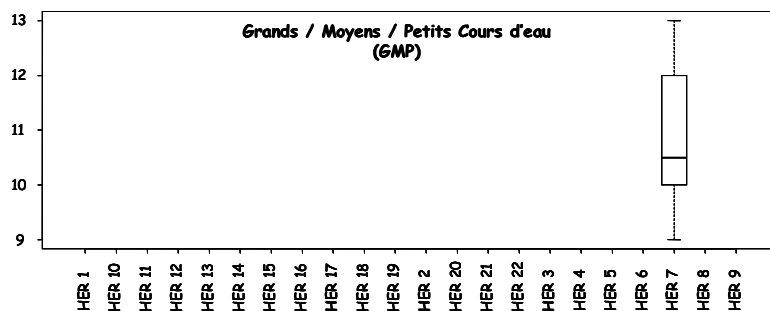
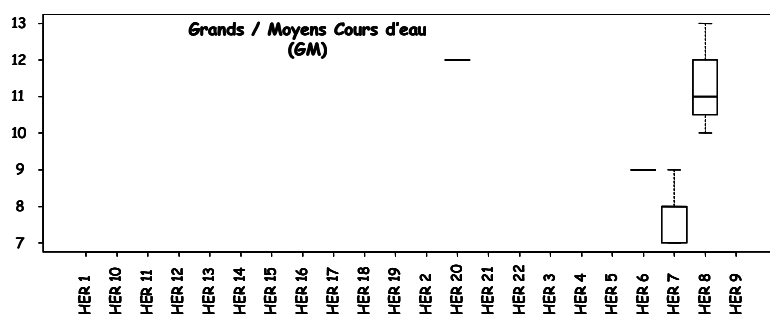


Figure 20 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des classes de variété taxonomique (Var Tax), telles que définies dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

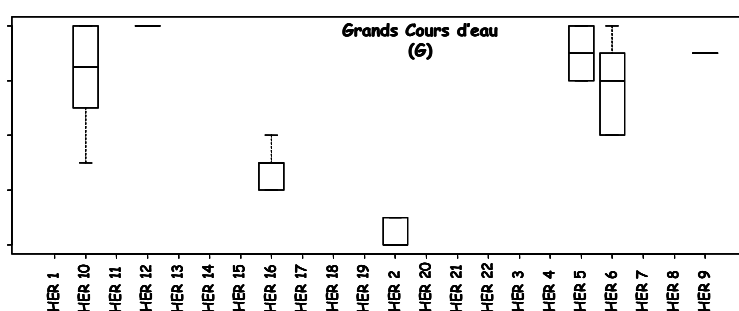
Var Tax



Var Tax



Var Tax



Var Tax

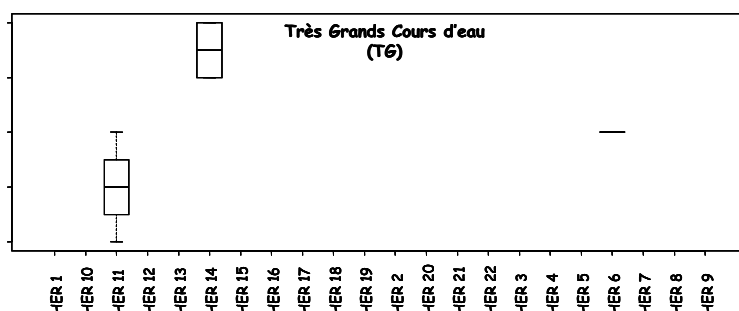


Figure 20 (partie 2): Conditions de référence biologiques : Distribution des classes de variété taxonomique (Var Tax), telles que définies dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

La dispersion intra-HER et inter-HER des richesses taxonomiques est également très importante. Les valeurs médianes peuvent varier d'un facteur 3 entre HER au peuplement faunistique riche et diversifié (e.g. l'HER 20 « Dépôts argilo-sableux », pour les très petits cours d'eau) et HER au peuplement pauvre en taxons (e.g. l'HER 13). Des « hot spots » de richesse, avec de 80 à plus de 90 taxons - au niveau systématique préconisé par le protocole - simultanément

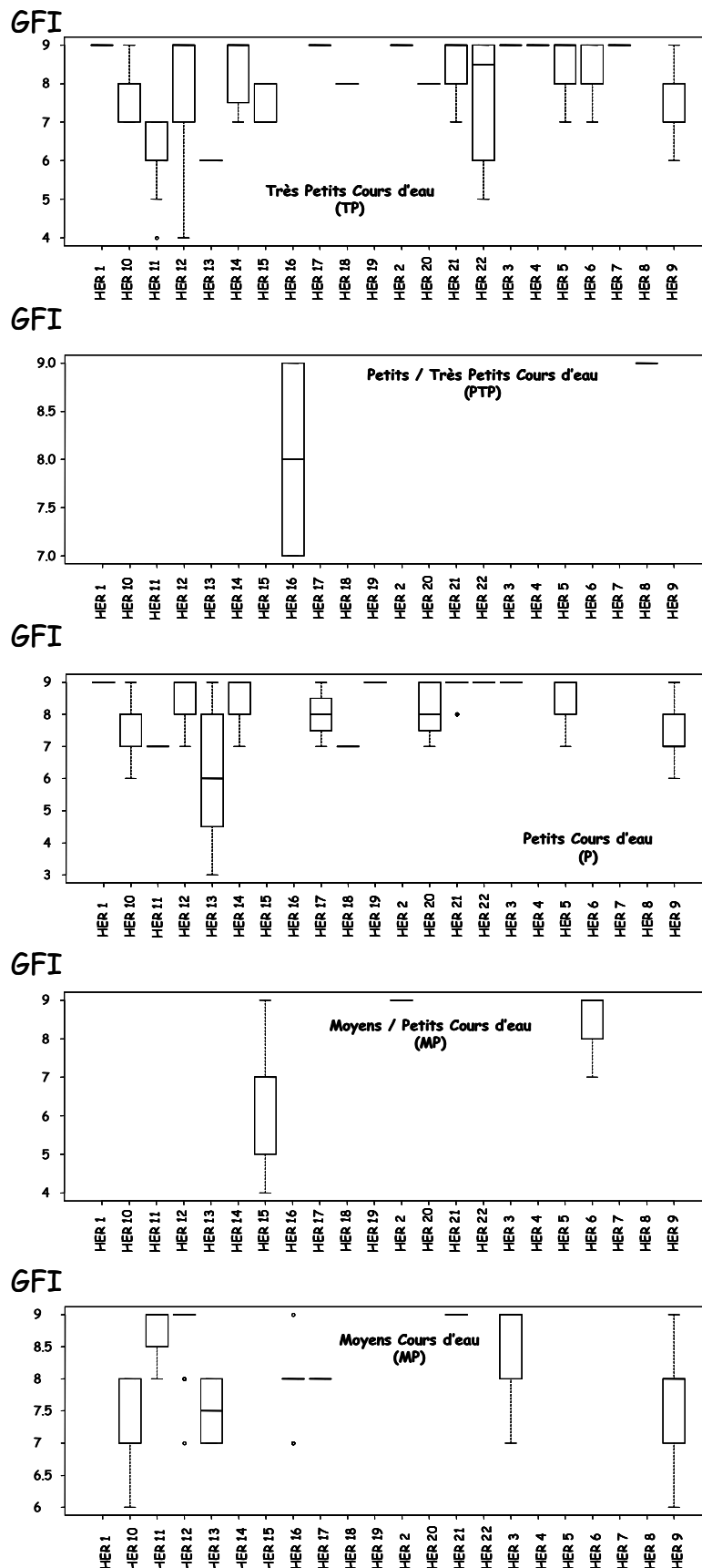
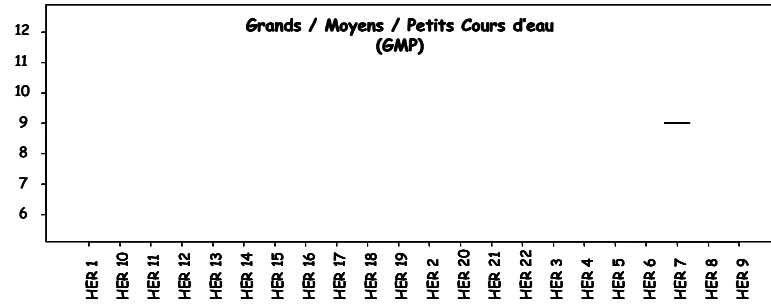
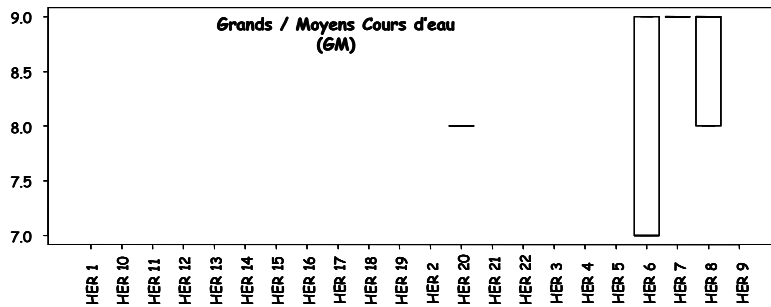


Figure 21 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution du Groupe Faunistique Indicateur (GFI), tel que défini dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

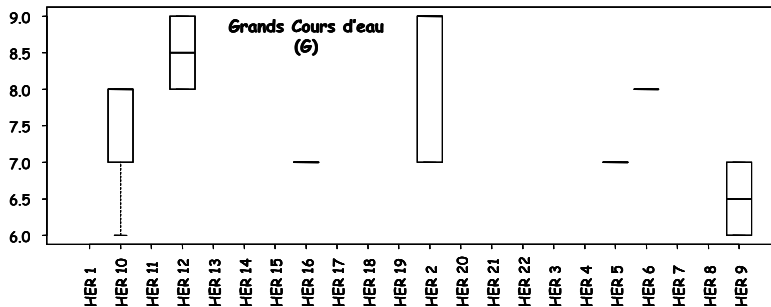
GFI



GFI



GFI



GFI

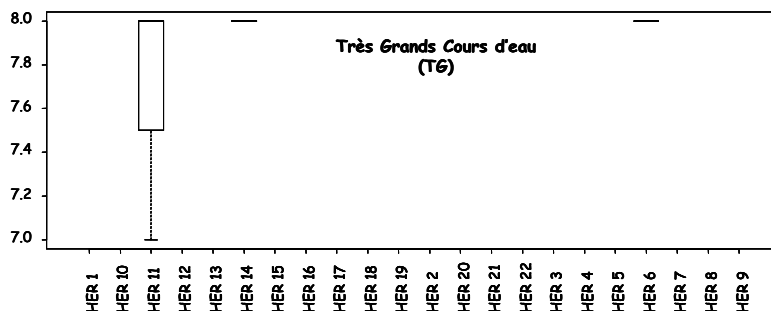


Figure 21 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution du Groupe Faunistique Indicateur (GFI), tel que défini dans la norme IBGN, par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

identifiés sur un même site à une date déterminée, sont observés, notamment sur les petits cours d'eaux des HER 9 « Tables Calcaires », 10 « Côtes calcaires Est », 12 « Armoricaïn », 14 « Côteaux aquitains », 19 « Grandes Causses » et 21 « Massif Central Nord ». Des richesses taxonomiques aussi importantes sont moins fréquentes dans les cours d'eau de taille plus réduite (sauf dans l'HER 12) et dans les cours d'eaux de taille plus importante (Figure 18).

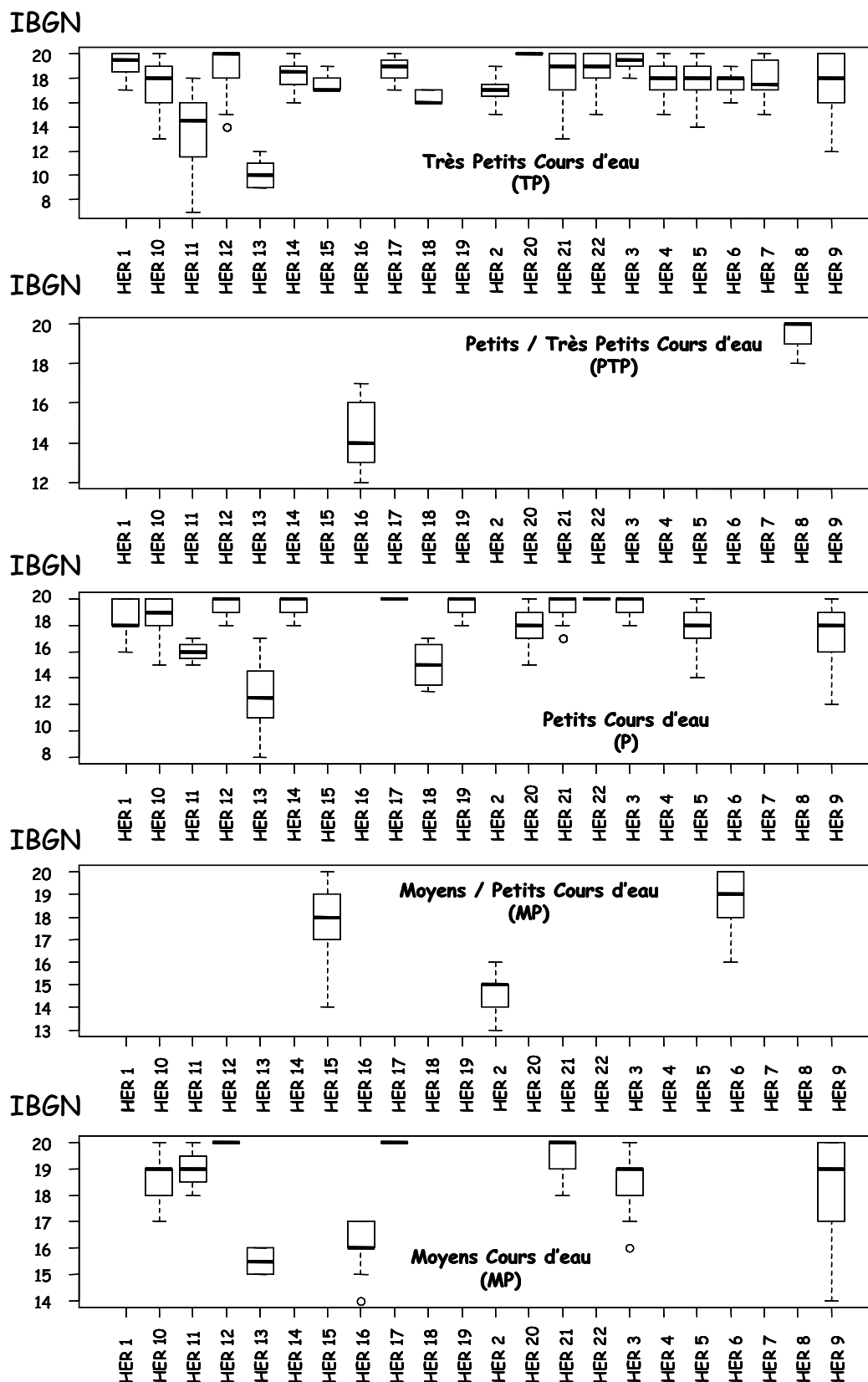


Figure 22 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

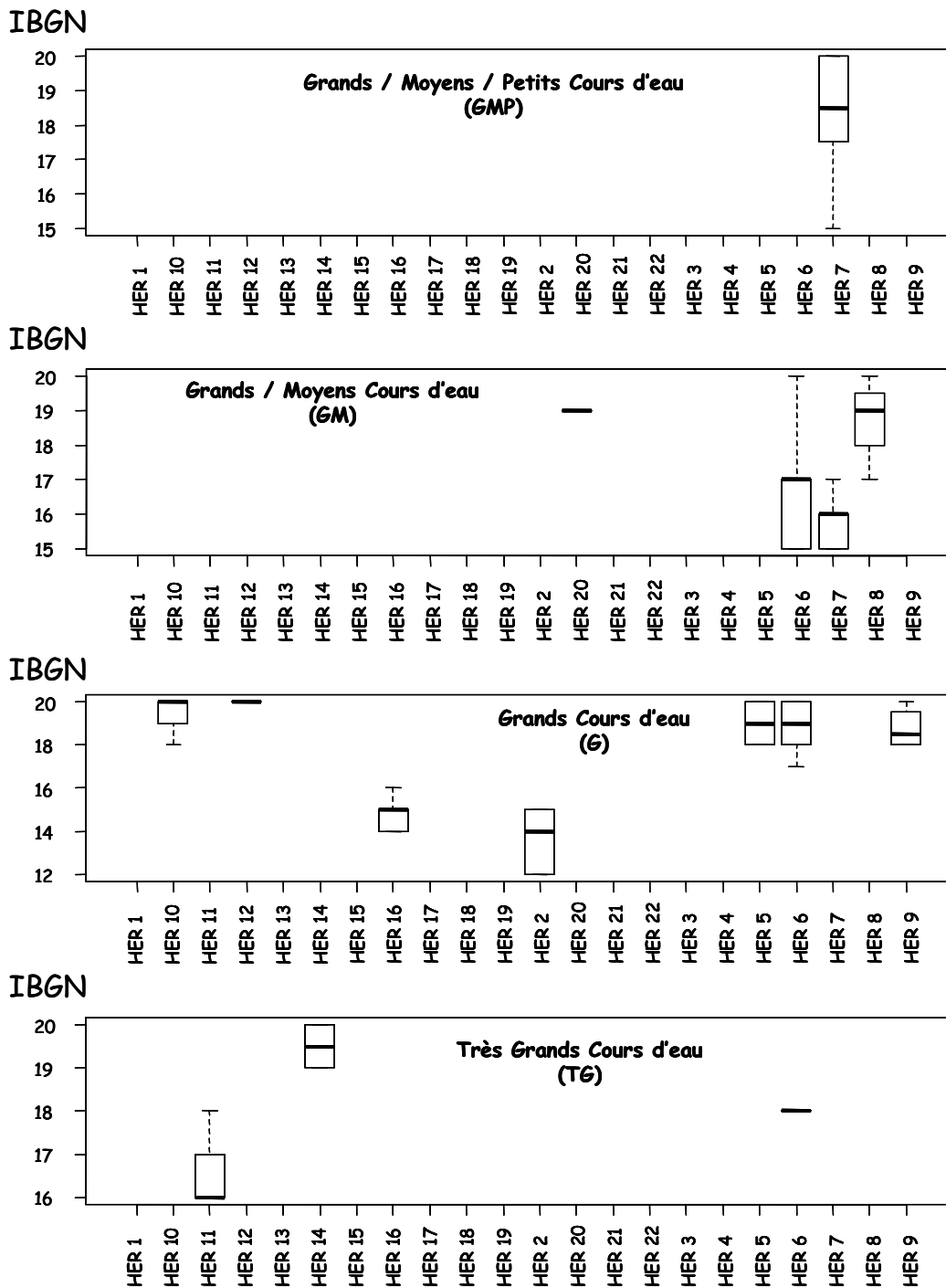
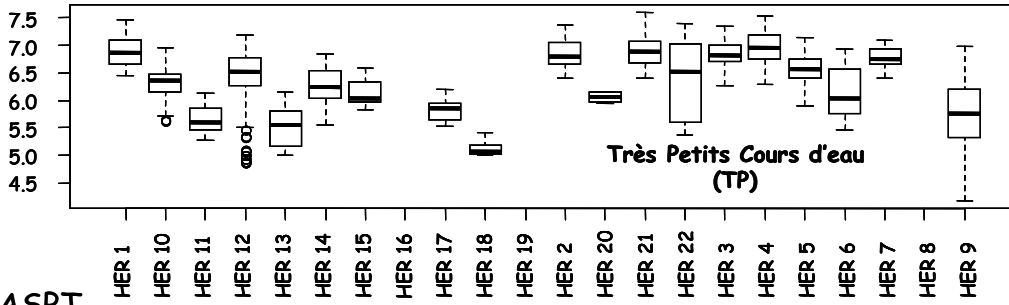


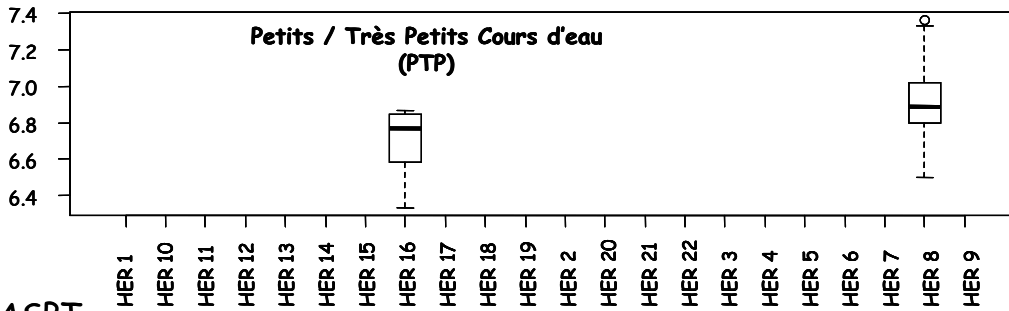
Figure 22 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

Une richesse taxonomique n'est pas le gage d'une diversité taxonomique élevée (e.g. TP, HER 15). Par contre, une faible densité de peuplement (e.g. pour « TP » : HER 3, 4, 13 ou 14 ou pour « P » : HER 3, 11, 13) est souvent synonyme de diversité élevée, par suite d'une meilleure régularité de distribution des organismes au sein des différents taxons de la communauté. (cf. Figure 19). La 14^e et dernière classe de variété taxonomique de l'IBGN est atteinte dans beaucoup de très petits (TP) et petits (P) cours d'eaux. Certains cours d'eaux

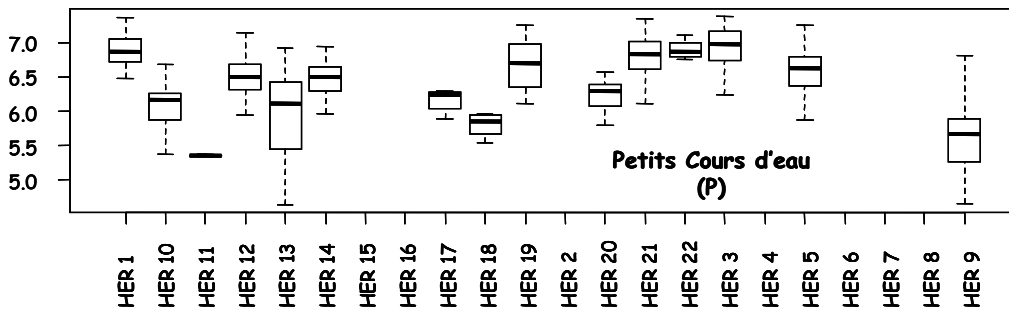
ASPT



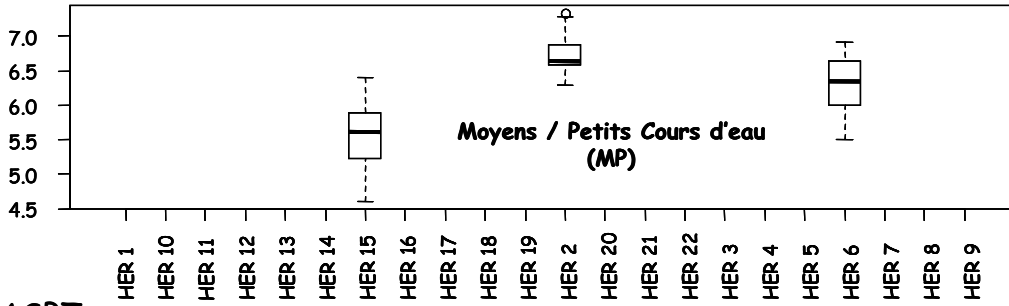
ASPT



ASPT



ASPT



ASPT

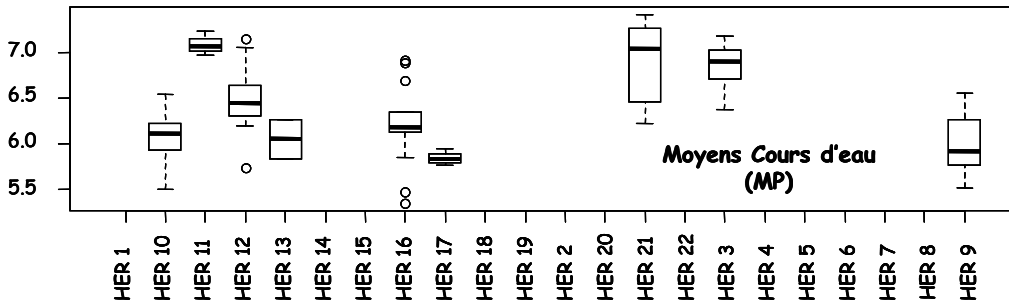


Figure 23 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Average Score Per Taxon (ASPT), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

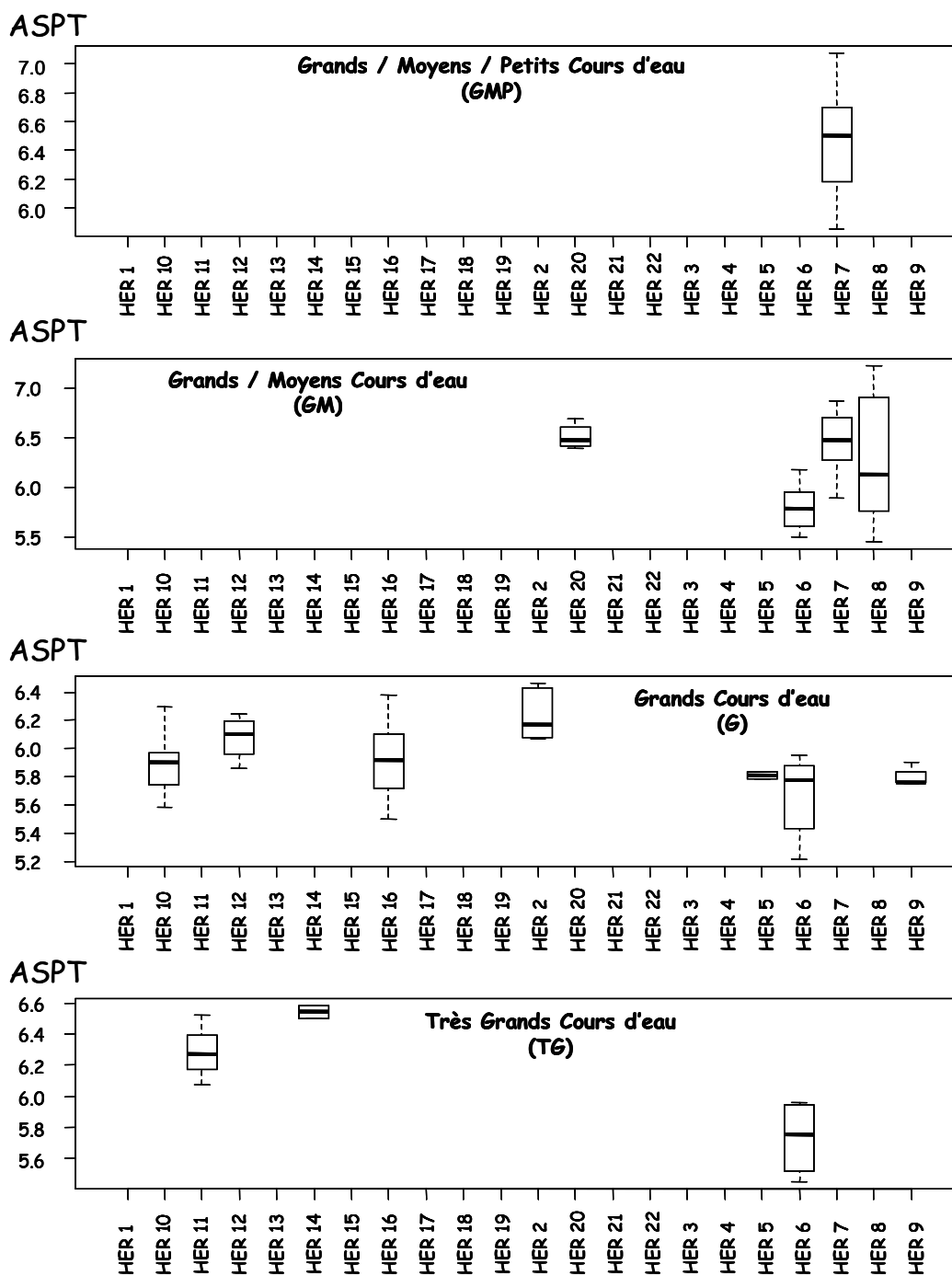


Figure 23 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de l'Average Score Per Taxon (ASPT), par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

(e.g. les « TP » de l'HER 13 « Landes ») présentent cependant des peuplements beaucoup plus pauvres (e.g. classe de variété taxonomique au maximum égale à 6) sans doute par suite d'une homogénéité et d'une instabilité naturelles (substrat sableux dominant) plus importantes des mosaïques d'habitats benthiques ; caractères défavorables à l'installation durable d'une faune riche.

Le Groupe Faunistique Indicateur de plus forte polluo-sensibilité (GFI 9, Figure 21) peut être obtenu, quelle que soit la taille du cours d'eau. Le GFI 9 est

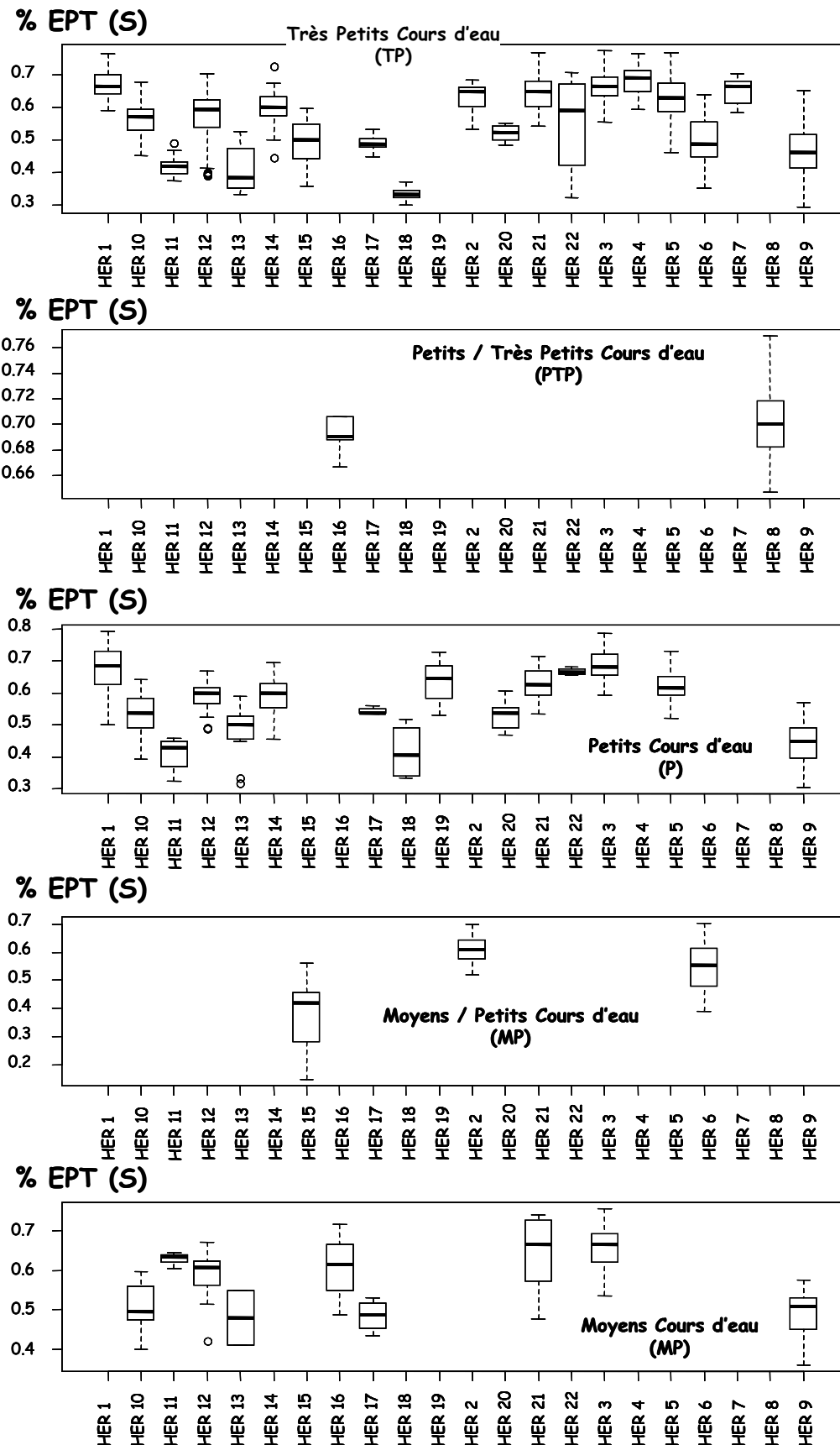


Figure 24 (partie 1) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de la fréquence relative des Ephemeroptères-Plécoptères-Trichoptères (EPT) en termes de richesse taxonomique dans le peuplement benthique [% EPT (S)], par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

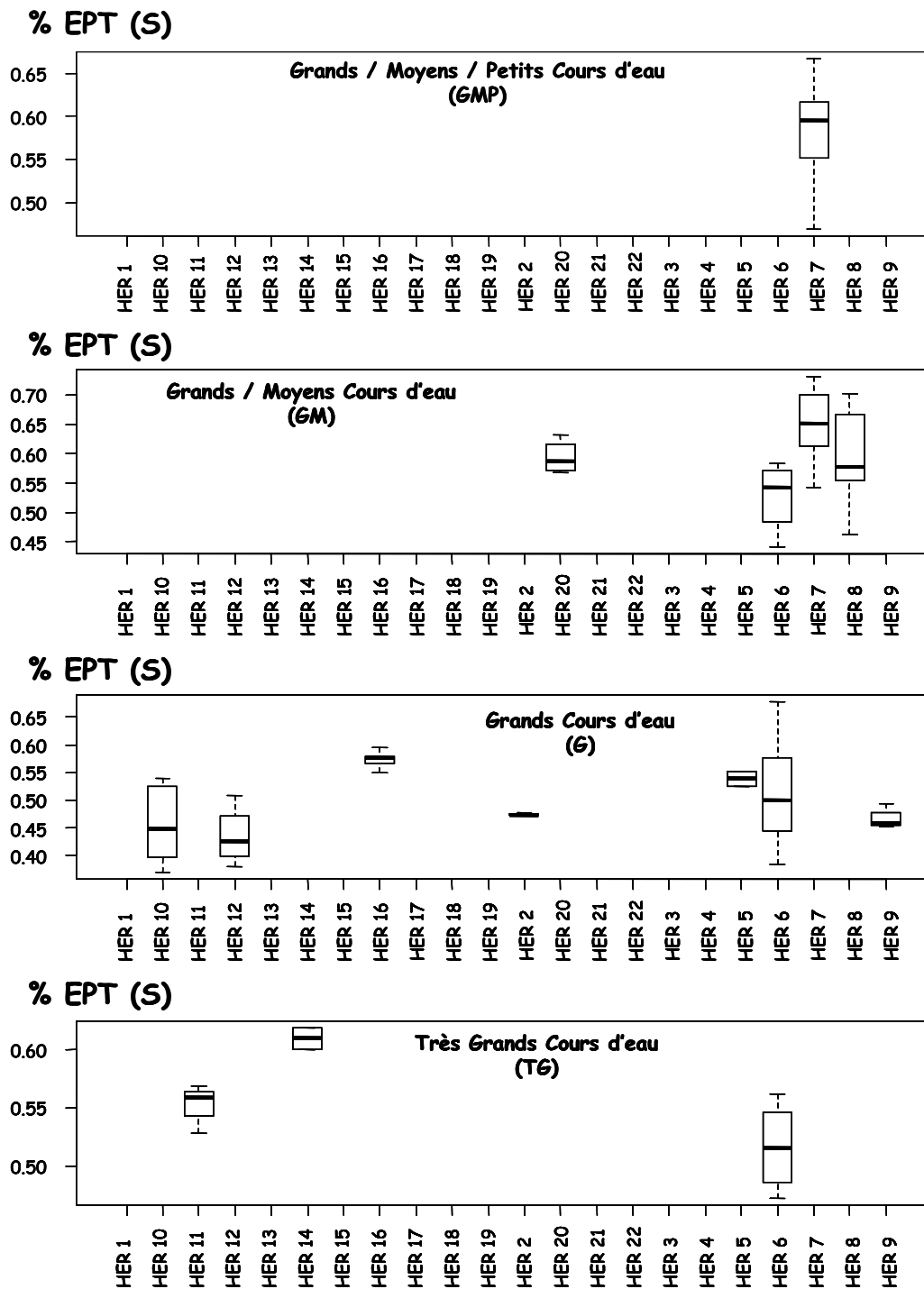


Figure 24 (partie 2) : Conditions de référence biologiques : Distribution des valeurs de la fréquence relative des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères (EPT) en termes de richesse taxonomique dans le peuplement benthique [% EPT (S)], par type de cours d'eau et par HER1. Les boîtes représentent les premier et troisième quartiles. La médiane est indiquée par un trait horizontal. Les moustaches indiquent les coordonnées minimales et maximales pour chaque HER.

cependant beaucoup plus difficilement obtenu systématiquement sur tous les sites correspondant à certaines combinaisons [HER1 x taille du cours d'eau] que sur d'autres. Ainsi pour les « TP », la médiane n'est qu'au GFI 6 pour les HER 11 « Causses Aquitains » ou 13 « Landes ». Elle n'est qu'au GFI 7 pour les HER 9 « Tables Calcaires » ou 15 « Plaine de la Saône ». Au sein d'une même

combinaison [HER1 x taille du cours d'eau], la distribution des GFI obtenue est plus ou moins variable. Ainsi, sur les sites de référence des « TP » des HER 1, 2, 3, 4, 7 et 17 et des « P » des HER 1, 3, 19, 21 et 22, le GFI9 est atteint dans tous les sites, à toutes les dates de prélèvement. En revanche, sur certains types de cours d'eau, e.g. les « TP » cours d'eaux des HER 12 « Armoricaïn » et 22 « Ardennes » et les « P » cours d'eaux de l'HER 13 « Landes », la variabilité intra-groupe du GFI est beaucoup plus importante (respectivement de 4 à 9, 5 à 9 et 3 à 9 dans les 3 exemples cités). Ce résultat peut : (i) soit traduire une hétérogénéité habitationale « naturelle » plus importante des mosaïques benthiques d'habitats sur ce type de cours d'eau, (ii) soit un défaut dans la sélection des sites de référence dont certains ne sont pas forcément exempts de pressions anthropiques significatives.

Les valeurs médianes de l'« équivalent IBGN » (Figure 22) sont, sur les « TP » et « P » cours d'eaux, pour la plupart comprises entre 18 et 20. Des valeurs « plus faibles » à « nettement plus » faibles sont obtenues pour les « TP » et « P » des HER 11 « Causses Aquitains » (respectivement 14,5 et 16), 13 « Landes » (respectivement 10 et 12,5), 16 « Corse » (respectivement 14 et 14) et 18 « Alsace » (respectivement 16 et 15), ce qui implique, ponctuellement, des valeurs d'IBGN inférieures à 8 (e.g. pour les « TP » de l'HER11) calculées sur des sites ... appartenant à un réseau de référence !

Une variabilité importante dans les valeurs d'ASPT est observée entre HER, pour une même taille de cours d'eau (Figure 23). Elle illustre le niveau de polluo-sensibilité variable des faunes macrobenthiques de chaque HER, et traduit également, indirectement, une variabilité dans leur niveau de rhéophilie, avec des médianes logiquement plus élevées, pour les « TP » et « P » cours d'eaux, dans les HER 1 « Pyrénées », 2 « Alpes Internes », 3 « Massif Central Sud », 4 « Vosges », 7 « Préalpes du Sud », 21 « Massif Central Nord » ou 22 « Ardennes » que dans les HER correspondant à des zones de plaine.

Cette différence de polluo-sensibilité « inter-HER » est retrouvée dans la contribution relative du groupe des « Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères » (EPT) à la richesse taxonomique des peuplements stationnels (Figure 24). Ce groupe contient en effet toutes les familles définissant la composition des GFI des rangs les plus élevés (i.e. GFI 4 à 9).

En conclusion, sur la base des 8 métriques taxonomiques qui ont été calculées, il existe une très forte hétérogénéité dans la structure taxonomique des peuplements benthiques stationnels, en l'absence de toute pression anthropique significative (i.e. en situation de « référence »). Cette hétérogénéité « inter-types de cours d'eau », correspond à une habitabilité moyenne variable des

mosaïques d'habitats d'une HER à l'autre, d'un rang de Strahler au rang suivant ; habitabilité qui détermine la diversité des niches écologiques offertes à la faune macroinvertébrée. La variabilité « intra-type de cours d'eau » est également plus ou moins importante suivant l'HER ou le rang. Cette variabilité « intra-type de cours d'eau » peut également traduire des conditions habitationnelles plus ou moins variées au sein d'un même type de cours d'eau. Elle est sans doute accentuée, sur certaines HER, par une sélection de sites « par défaut », qui a consisté à intégrer au réseau « sites de référence », les stations qui paraissaient « les moins significativement affectées par les pressions anthropiques », faute de pouvoir trouver des « références objectives » pour certaines combinaisons [HER x rang].

L'hétérogénéité constatée dans la description taxonomique des communautés benthiques des sites de référence, notamment en termes d'IBGN (ou de richesse taxonomique), justifie largement les exigences de l'Annexe V de la DCE qui stipule que l'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau soit réalisée par comparaison d'une « situation observée » à une « situation de référence » pour le même type de masse d'eau.

3.2. - Structure fonctionnelle des peuplements benthiques des sites du réseau de référence : influence du gradient longitudinal

L'appréciation de l'état écologique des rivières comme préconisée par la DCE doit prendre en compte, au moins indirectement, le degré d'altération des fonctions écologiques assurées par la communauté d'invertébrés.

Cette prise en compte peut se faire en étudiant la fréquence d'apparition, dans la communauté benthique, de certaines caractéristiques biologiques décrivant l'histoire de vie des taxons de cette communauté. Les fréquences d'apparition de certains traits peuvent en effet traduire le degré d'adaptation des invertébrés d'une communauté aux conditions environnementales rencontrées (SOUTHWOOD 1988, TOWNSEND & HILDREW 1994). En d'autres termes, si l'habitat filtre les caractéristiques biologiques des organismes en sélectionnant les taxons qui présentent les combinaisons de traits les mieux adaptées aux caractéristiques de l'habitat (LAMOUREUX *et al.* 2004), l'observation des adaptations sélectionnées permet en retour d'avoir quelques informations précieuses sur la nature et l'intensité des contraintes qui affectent l'hydrosystème.

Une variation dans les fréquences d'utilisation de certaines caractéristiques biologiques ou écologiques peut donc traduire une modification des conditions environnementales induite par une perturbation anthropique. L'ampleur de la

réponse observée et la nature des traits affectés est susceptible d'informer sur le type de perturbation mise en jeu et sur son intensité.

Toutefois les théories sur le fonctionnement écologique des cours d'eau [e.g. le River Habitat Templet (TOWNSEND & HILDREW 1994), le Patch Dynamic Concept (TOWNSEND 1989), le River Continuum Concept (VANNOTE *et al.* 1980)] prédisent des variations naturelles de ces traits dans les communautés benthiques, compte tenu des caractéristiques habitationnelles des sites considérées à différentes échelles spatiales d'observation. Par exemple le « River Continuum Concept » prévoit des différences dans la nature des ressources en matières organiques disponibles pour les invertébrés et dans la façon dont ces invertébrés vont les utiliser, le long du continuum fluvial. Ainsi, une proportion plus importante de « broyeurs » est prévue dans les têtes de bassin, où la matière organique disponible est essentiellement d'origine allochtone, constituée de fragments grossiers (e.g. feuilles, brindilles, etc) apportés par la ripisylve. Dans les zones intermédiaires, plus larges mais encore de faible profondeur et de faible turbidité, la production primaire benthique atteint un optimum qui favorise le développement des organismes « brouteurs » et/ou « racleurs de substrat », alors que l'influence des rives (et donc les apports en matière organique grossière) se réduit. Dans les zones situées plus en aval, l'augmentation de la profondeur, de la turbidité et de la sédimentation réduit la production des phytocénoses benthiques. La matière organique disponible est donc essentiellement de la matière organique fine (FPOM) dérivante (utilisable par les « filtreurs ») ou sédimentée (utilisable par les « mangeurs de fins dépôts organiques »).

Si ces variations naturelles prédites dans les caractéristiques bio/écologiques des taxons, sont confirmées par l'observation dans les sites du réseau de référence, elles peuvent brouter les modifications imputables aux perturbations dans un contexte de bio-indication si elles ne sont pas prises en compte dans la définition des conditions de référence biologique auxquelles seront comparées les caractéristiques biologiques des communautés dans les sites à diagnostiquer. Il paraît donc nécessaire d'évaluer l'ampleur des variations naturelles dans les fréquences relatives d'utilisation des différentes modalités décrivant un trait donné, ceci pour l'ensemble des caractéristiques biologiques et écologiques supportant le calcul de métriques fonctionnelles candidates à l'I2M2. Nous avons illustré ces variations naturelles des caractéristiques bio/écologiques des communautés benthiques le long d'un gradient longitudinal, en utilisant les distributions d'abondances de invertébrés benthiques sur 118 [sites x dates] de l'HER 10 « Côtes Calcaires Est » ; les sites appartenant aux 5 premiers rangs de Strahler. Les fréquences relatives moyennes (pondérées par les logarithmes d'effectifs) d'utilisation des modalités de 3 traits biologiques [la « taille maximale potentielle » (Figure 25), la « longueur du cycle biologique »

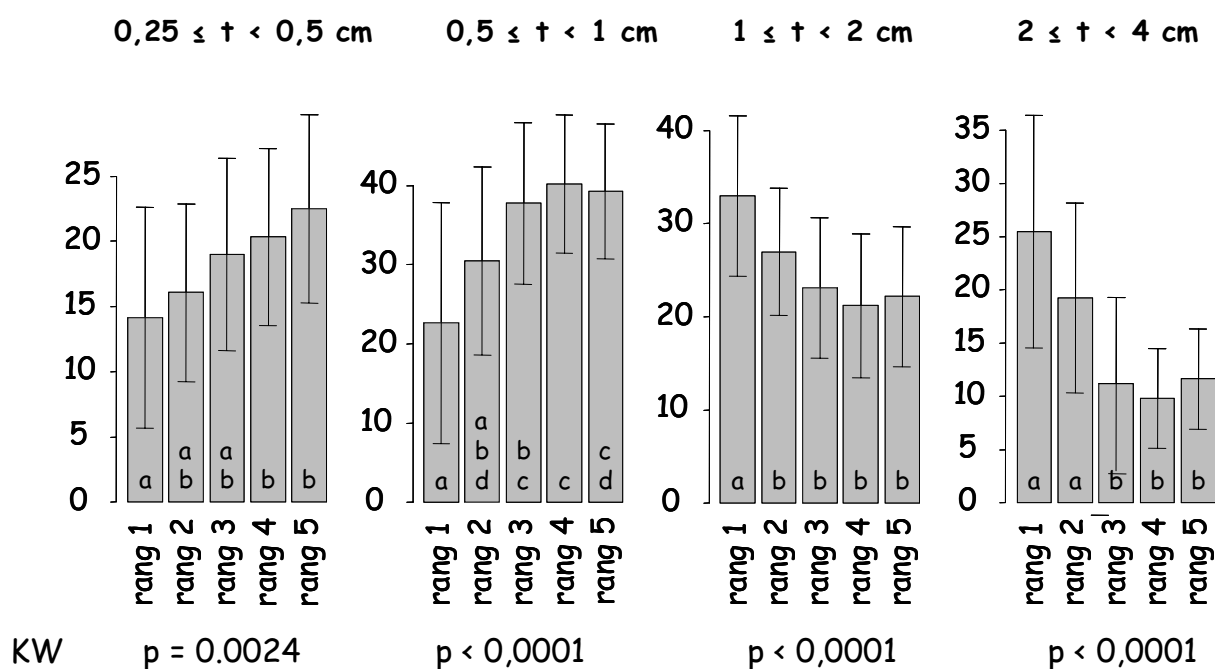


Figure 25 : Fréquences relatives moyennes (± 1 écart-type) d'utilisation de 4 classes de taille potentielle (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher. t = taille maximale potentielle

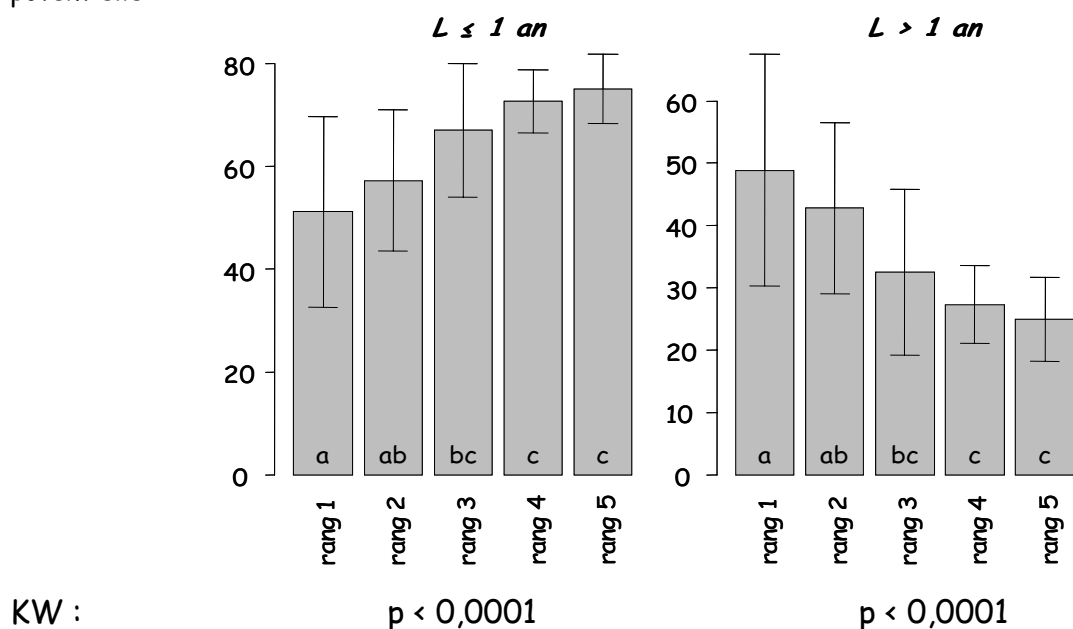


Figure 26 : Fréquences relatives moyennes (± 1 écart-type) d'utilisation de 2 modalités de la variable « longueur du cycle biologique » (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher. L = longueur du cycle biologique

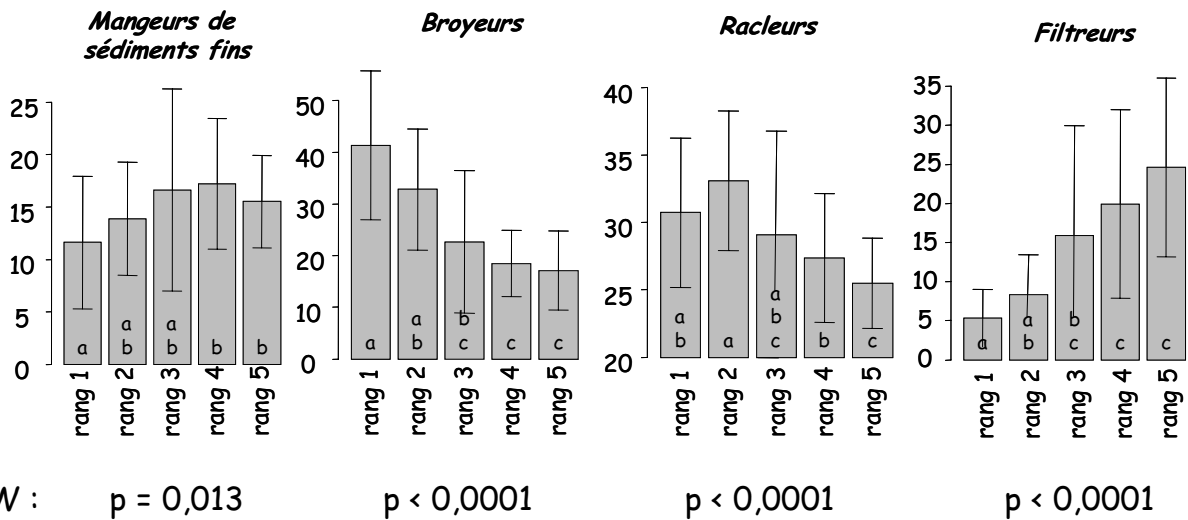


Figure 27 : Fréquences relatives moyennes (± 1 écart-type) d'utilisation de 4 modes d'alimentation (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

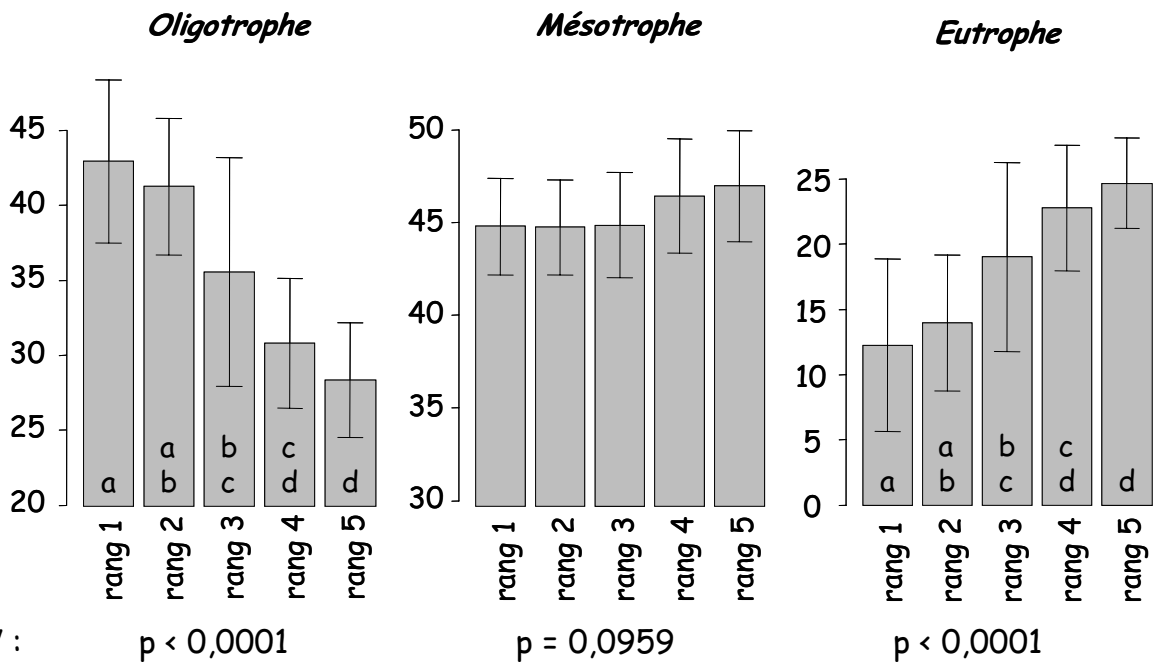
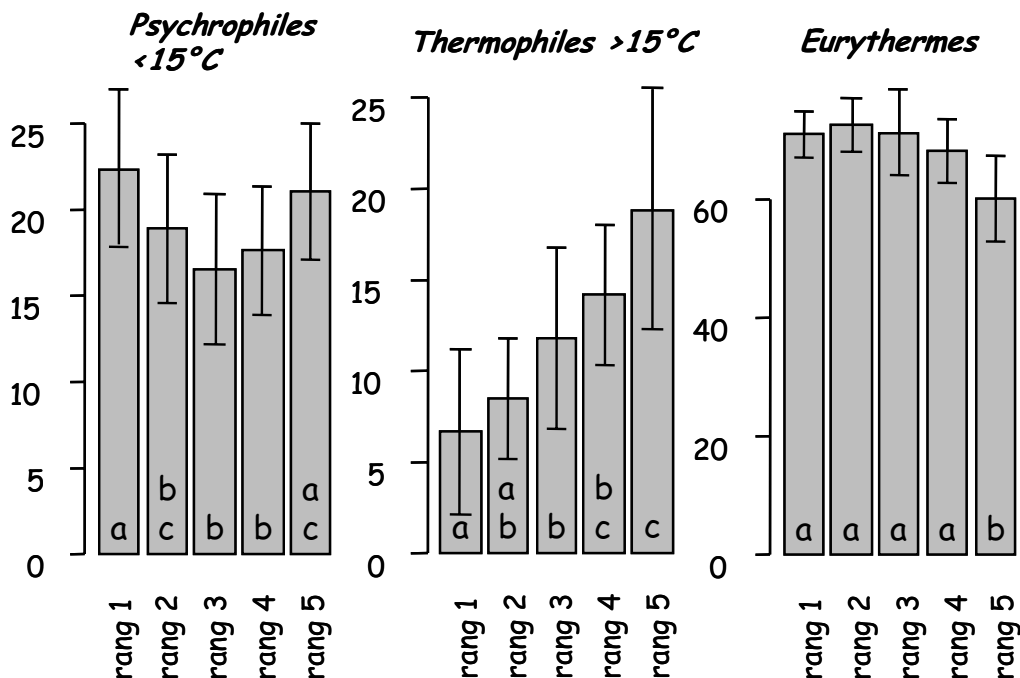


Figure 28 : Fréquences relatives moyennes (± 1 écart-type) d'utilisation des habitats présentant trois degrés de trophie différents (en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eaux d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

(Figure 26), et le « mode d'alimentation » (Figure 27)] et de deux traits écologiques [le « niveau de trophie » (Figure 28) des cours d'eau colonisés et le préférendum en matière de « température » (Figure 29)] ont été calculées.

L'homogénéité des fréquences relatives d'utilisation d'une modalité donnée sur les groupes de cours d'eau appartenant aux 5 rangs successifs a été testée pour chaque modalité de trait par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis. En cas d'hétérogénéité significative ($p < 0,05$), des tests post-hoc de Behrens-Fisher ont permis d'identifier quelles étaient les différences inter-rangs significatives (cf. Figures 25 à 29). Les groupes de rangs significativement différents sont repérés par des lettres minuscules (e.g. « a », « b », « c », « d », etc) différentes.



KW : $p < 0,0001$

$p < 0,0001$

$p < 0,0001$

Figure 29 : Fréquences relatives moyennes (± 1 écart-type) d'utilisation des 3 modalités de la variable « température » (exprimées en %), dans les communautés macrobenthiques des cours d'eau d'ordre 1 à 5 de l'HER 10. L'homogénéité des fréquences relatives sur le gradient longitudinal est testée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Les groupes de rangs (i.e. a, b, c, etc) correspondant à des fréquences relatives d'utilisation significativement différentes sont déterminés par des tests post-hoc non paramétriques de Behrens-Fisher.

La distribution des classes de taille le long du profil longitudinal, tend à évoluer vers une augmentation progressive vers l'aval de la fréquence relative des taxons de petite taille ($t < 1$ cm) aux dépens des taxons de taille moyenne ($1 \text{ cm} \leq t < 2 \text{ cm}$) à grande ($2 \text{ cm} \leq t < 4 \text{ cm}$). Cette évolution, en absence de pressions

anthropiques significatives, pourrait être imputée à la température moyenne de l'eau plus élevée dans les cours d'eau d'ordre supérieur, qui favorise, chez les espèces hétérothermes, l'accélération du cycle biologique et l'acquisition précoce de la maturité sexuelle, donc à une plus petite taille (Figure 25). Cette hypothèse est confirmée (i) par une fréquence croissante des taxons à cycle biologique court (i.e. inférieur ou égal à un an) le long du profil longitudinal, aux dépens des taxons à plus longue durée de vie (Figure 26), et (ii) par une proportion croissante d'individus appartenant à des taxons thermophiles dont la fréquence relative moyenne triple entre les rangs 1 et 5 sur l'HER 10 (Figure 29).

L'évolution longitudinale des modes d'alimentation (Figure 27) confirme enfin les prédictions du River Continuum Concept (RCC, VANNOTE *et al.* 1980). Les broyeurs représentent une part progressivement plus faible des communautés benthiques, au fur et à mesure d'une disponibilité décroissante en matière organique grossière (CPOM) le long du profil longitudinal. Les racleurs de substrat qui se nourrissent aux dépens du film biologique (i.e. diatomées, protozoaires, bactéries, champignons) se développant à la surface des substrats minéraux de granulométrie grossière (pérlithon) ou autour des tiges et feuilles des végétaux aquatiques (périphyton), trouvent leur maximum de développement dans les zones intermédiaires, où une plus grande largeur du cours d'eau permet un accès plus important des végétaux chlorophylliens à la lumière et donc le développement d'un film biologique plus dense. Les apports en matière organique fine (FPOM) croissent de l'amont vers l'aval, du fait de la fragmentation physique et de la dégradation de la matière organique allochtone par l'action combinée des bactéries, champignons et invertébrés benthiques broyeurs. Cette matière organique fine, qu'elle soit dérivante ou sédimentée, est alors utilisée par une proportion croissante de filtreurs et de mangeurs de fins dépôts organiques (Figure 27).

On peut également noter une décroissance progressive de la fréquence relative des organismes sensibles à l'eutrophisation le long du profil longitudinal au bénéfice des organismes plus tolérants et/ou recherchant des milieux plus eutrophes (Figure 28).

Les résultats préliminaires obtenus sur ces cinq traits biologiques ou écologiques testés sont donc très cohérents et en accord avec les hypothèses des principales théories de fonctionnement écologique des écosystèmes d'eaux courantes. Clairement basés sur la valeur indicatrice des communautés d'invertébrés benthiques, ils permettent de confirmer l'intérêt des caractéristiques biologiques et écologiques des invertébrés benthiques dans le bilan fonctionnel d'un écosystème et incitent à penser qu'une combinaison de métriques fondées sur les fréquences d'utilisation de certains traits biologiques ou de certaines stratégies écologiques, contribuera à augmenter

significativement la diversité des réponses potentielles du futur indice invertébré multimétrique (I2M2) à des perturbations de différentes natures et de différentes intensités.

Références citées :

- AFNOR 1992 (IBGN) Détermination de l'indice biologique normalisé (I.B.G.N.). Norme NF T 90-350.
- AFNOR 2004 (IBGN) Détermination de l'indice biologique normalisé (I.B.G.N.). Norme NF T 90-350.
- ARCHAIMBAULT, V. (2003) "Réponses bioécologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes.", Doctorat de l'Université de Metz.
- ARCHAIMBAULT V., USSEGLIO-POLATERA P. & Vanden BOSSCHE J.-P. (2005) Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia*, **551**, 171-182.
- BAILEY R.C., KENNEDY M.G., DERVISH M.Z. & TAYLOR R.M. (1998) Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, **39**, 765-774.
- BEISEL J.-N., USSEGLIO-POLATERA P., THOMAS S. & MORETEAU J.-C. (1998) Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of habitat characteristics. *Hydrobiologia*, **389**, 73-88.
- CHARVET S., STATZNER B., USSEGLIO-POLATERA P., & DUMONT B. (2000) Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, **43**, 277-296.
- CHESSMAN B.C. (1995) Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, **20**, 122-129.
- CHEVENET F., DOLEDEC S. & CHESSEL D. (1994) A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, **31**, 295-309.
- DEVIN S., BEISEL J.-N., USSEGLIO-POLATERA P. & MORETEAU J.-C. (2005) Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia*, **542**, 113-120.
- DOLEDEC S. & STATZNER B. (2008) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, **53**, 617-634.
- FERREOL M., WASSON J.-G., ARCHAIMBAULT V. & USSEGLIO-POLATERA P. (2008) Etude sur le protocole d'échantillonnage de l'IBGA. Comparaison de méthodes d'échantillonnage, rapport CEMAGREF, non publié, 23 p.

- FINN D.S. & POFF N.L. (2005) Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. *Freshwater Biology*, **50**, 243-261.
- FURSE M., HERING D., MOOG O., VERDONSCHOT P., SANDIN L., BRABEC K., GRITZALIS K., BUFFAGNI A., PINTO P., FRIBERG N., MURRAY-BLIGH J., KOKES J., ALBER R., USSEGLIO-POLATERA P., HAASE P., SWEETING R., BIS B., SZOSZKIEWICZ K., SOSZKA F. & KRNO I. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, **566**, 3-29.
- GAY Environnement (1997) Indice Biologique Global Adapté (I.B.G.A.) aux grands cours d'eau et aux rivières profondes. Protocole expérimental. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 44 p. + annexes
- GAYRAUD S., STATZNER B., BADY P., HAYBACH A., SHÖLL F., USSEGLIO-POLATERA P. & BACCHI M. (2003) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, **48**, 2045-2064.
- HERING D., BUFFAGNI A., MOOG O., SANDIN L., SOMMERHÄUSER M., STUBAUER I., FELD C., JOHNSON R.K., PINTO P., SKOULIKIDIS N., VERDONSCHOT P. & ZAHRADKOVA S. (2003) The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology*, **88**, 345-361.
- HEWLETT R. (2000) Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. *Journal of the North American Benthological Society*, **19**, 352-361.
- HOTHORN T., HORNIK K & ZEILEIS, A. (2006) Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. *Journal of computational and Graphical Statistics*, **15**, 651-674
- HUGHES R.M. (1995) Defining acceptable status by comparing with reference conditions. pp. 31-47, in DAVIS W. S. & T. P. SIMON (eds), *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- LAKE P.S., DOEG T. & MORTON D.W. (1985) The macroinvertebrate community of stones in an Australian upland stream. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **22**, 2141-2147.
- LAMOUREUX N., DOLEDEC S. & GAYRAUD S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, **23**, 449-466.

- LECERF A., USSEGLIO-POLATERA P., CHARCOSSET J.-Y., LAMBRIGOT D., BRACHT B. & CHAUVET E. 2006. Assessing functional integrity of eutrophicated streams using direct and indirect approaches: litter breakdown versus macrobenthic assemblage taxonomic and trait structure. *Archiv für Hydrobiologie*, **165**, 105-126.
- MEDOC V., BOLLACHE L. & BEISEL J.-N. (2008) Etablissement d'une liste d'invertébrés susceptibles d'envahir les hydrosystèmes français : une mesure préventive dans le contexte des invasions biologiques (cf. site « invabio » à l'adresse www.invabio.univ-metz.fr)
- PARDO I. & ARMITAGE P.D. (1997) Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, **344**, 111-128.
- PARSONS M. & NORRIS R.H. (1996) The effect of habitat specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, **36**, 419-434.
- PISCART C., MORETEAU J.-C. & BEISEL J.N. 2006. Salinization consequences in running waters: use of a sentinel substrate as a bioassessment method. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**, 477-486.
- PLAFKIN J.L., BARBOUR M.T., PORTER K.D., GROSS S.K. & HUGHES R.M. (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- POFF N.L., OLDEN J.D., VIEIRA N.K.M., FINN D.S., SIMMONS M.P. & KONDRATIEFF B.C. (2006) Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**, 730-755.
- REYNOLDSON T.B., NORRIS R.H., RESH V.H., DAY K.E. & ROSENBERG D.M. (1997) The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 833-852.
- ROY A.H., ROSEMOND A.D., LEIGH D.S., PAUL M.J. & WALLACE J.B. (2003) Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal of the North American Benthological Society*, **22**, 292-307.
- SCRIMGEOUR G.J., CULP J.M. & GLOZIER N.E. (1993) An improved technique for sampling lotic invertebrates. *Hydrobiologia*, **254**, 65-71
- SOUTHWOOD T.R.E (1988) Tactics, strategies and templets. *Oikos*, **52**, 3-18.

- STARK J.D. (1993) Performance of the macroinvertebrate community index: effects of sampling method, sample replication, water depth, current velocity, and substratum on index values. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **27**, 463-478.
- STATSOFT INC. (2001) Electronic Statistics Textbook, Web: <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>
- STATZNER B., BADY P., DOLEDEC S. & SCHÖLL F. (2005) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, **50**, 2136-2161.
- STATZNER B., BIS B., DOLEDEC S. & USSEGLIO-POLATERA P. (2001) Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, **2**, 73-85.
- STATZNER B., BONADA N. & DOLEDEC S. (2008) Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes. *Oecologia*, **156**, 65-73.
- THIOULOUSE J., CHESSEL D., DOLEDEC S. & OLIVIER J.M. (1997) ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics & Computing*, **7**, 75-83.
- TOWNSEND C.R. & HILDREW A.G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, **31**, 265-275.
- TOWNSEND C.R., SCARSBROOK M.R. & DOLEDEC S. (1997) Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 531-544.
- TURAK E., FLACK L.K., NORRIS R.H., SIMPSON J. & WADDELL N. (1999) Assessment of river condition at a large spatial scale using predictive models. *Freshwater Biology*, **41**, 283-298.
- USSEGLIO-POLATERA P. (1991) Représentation graphique synthétique de la signification écologique d'un peuplement. Application aux macroinvertébrés du Rhône à Lyon. *Bulletin d'Ecologie*, **22**, 195-202.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. (2000a) Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, **43**, 175-205.

- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. (2000b) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait data bases? *Hydrobiologia*, **422/423**, 173-181.
- USSEGLIO-POLATERA P. (2006) Protocole de prélèvement des macroinvertébrés sur les sites de référence. Proposition d'aménagement du protocole de regroupement des 12 relevés unitaires en trois groupes de quatre relevés. Circulaire MEDD, Mars 2006, 25 p.
- USSEGLIO-POLATERA P. (2007) Utilisation des traits biologiques des invertébrés benthiques dans l'analyse fonctionnelle et la bioévaluation des écosystèmes aquatiques, Habilitation à Diriger les Recherches, Université Paul Verlaine - Metz, 365 p.
- USSEGLIO-POLATERA P., ARCHAIMBAULT V., BIS B., PINTO P. & MORAIS M. Mesohabitat-specific responses of stream benthic community traits to different disturbance categories: biological consequences and monitoring implications. *Freshwater Biology* (submitted)
- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. (2002) Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects vs. natural change. *River Research & Applications*, **18**, 197-211.
- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. (2003) International biomonitoring of the Meuse River: spatio-temporal analysis of benthic macroinvertebrate communities (1998-2001). Report of University of Metz (CREUM) for ICBM/CIPM, April 2003, 128 p.
- USSEGLIO-POLATERA P. & WASSON J.G. (2005) Protocole de prélèvement des Invertébrés sur les sites de référence ; note méthodologique (novembre 2004) et Annexes (janvier 2005).
- USSEGLIO-POLATERA P., WASSON J.-G. & ARCHAIMBAULT V. (2008) Appui scientifique à la Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau. Note Méthodologique pour le MEEDDAT, Juin 2008, 11 p.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. (1980) The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.

Annexe I : Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance

Direction
de l'Eau



Sous-direction des milieux aquatiques
et de la gestion de l'eau
Bureau de l'écologie des milieux aquatiques

Paris, le 2007

Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance

Philippe USSEGLIO-POLATERA, Université de Metz
Jean-Gabriel WASSON & Virginie ARCHAIMBAULT, Cemagref Lyon

Appui scientifique à la Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau – note méthodologique du 30 mars 2007

I – Objectifs et principes généraux.

I.1 – Objets et définitions

La présente note concerne uniquement les macro-invertébrés dans les cours d'eau. Elle a pour objet de proposer un nouveau protocole de prélèvement et de traitement des échantillons pour le **Réseau de Contrôle de Surveillance**, dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE).

Le protocole proposé s'applique aux **cours d'eau dont la totalité ou la quasi-totalité des habitats présents dans le lit mouillé peuvent être prospectés en période de basses eaux**, à pied ou au moyen d'embarcations légères, avec des appareils à main de type filet Surber. ⁽¹⁾

On entend par **station une portion de cours d'eau représentative de l'hydro-morphologie d'un tronçon** en termes de diversité des habitats physiques, y compris les éventuelles altérations hydro-morphologiques.

Un **échantillon** correspond à l'ensemble des **n prélèvements unitaires** d'invertébrés réalisés sur **une station à une date donnée** (n = 8 pour le protocole IBGN, et n= 12 pour le présent protocole).

On entend par **habitat** la combinaison d'un **substrat** (ou support) et d'une **classe de vitesse** de courant.

¹ Correspond aux classes TP, P et M, et une partie de la classe G de la typologie nationale. Une version du protocole adaptée aux grands cours d'eau sera proposée ultérieurement.

I.2 – Objectifs

La plupart des méthodes utilisées au niveau européen préconisent un prélèvement représentatif des principaux habitats présents sur une station (i.e. réalisé au prorata de leurs surfaces de recouvrement relatives), de façon à obtenir une image globale moyenne du peuplement d'invertébrés.

Cependant, certaines méthodes diffèrent quant à la prise en compte des habitats marginaux en termes de superficie. Ainsi le protocole AQEM ⁽²⁾ ne considère pas les habitats qui représentent moins de 5% de la mosaïque benthique. L'argument avancé, assis sur de nombreuses données, est que l'échantillonnage d'habitats marginaux résiduels peut masquer l'effet des altérations physiques même dans des cours d'eaux dont les caractéristiques hydro-morphologiques sont très fortement dégradées.

Mais avec un protocole de type AQEM, des habitats peu représentés, qui abritent cependant une faune spécifique (e.g. chevelus racinaires, litières, bryophytes), peuvent ne pas être échantillonnés. Or cette faune est souvent très informative sur l'état écologique d'une station, notamment sur les premiers signes d'une altération. A l'inverse, l'IBGN favorise l'échantillonnage des habitats marginaux aux dépens d'une bonne représentation des habitats dominants, ce qui induit souvent un biais important dans la représentativité de la faune par l'échantillon réalisé, et peut masquer l'effet de certaines altérations.

Le but du présent protocole est donc de combiner les avantages de ces deux approches tout en réduisant leurs inconvénients, en réalisant un échantillonnage séparé des habitats dominants et marginaux. Il répond à trois objectifs principaux :

- Fournir une **image représentative du peuplement d'invertébrés** d'une station, mais **en séparant la faune des habitats dominants et des habitats marginaux**.
- Permettre le développement et la mise en œuvre d'un **nouvel indice multi-métrique d'évaluation de l'état écologique à partir des invertébrés** pour les réseaux de surveillance, qui soit à la fois conforme aux exigences de la DCE et en meilleure cohérence avec les différentes méthodes utilisées au niveau européen.
- Permettre néanmoins **le calcul, avec une marge d'incertitude acceptable, de la note IBGN** (norme NF T-90350, AFNOR, 1992, 2004) qui restera la méthode officielle d'évaluation de l'état écologique pendant une **période transitoire**, jusqu'à l'adoption du nouvel indice ; ceci permettra en outre de **garantir la continuité du suivi**, et de continuer à valoriser les chroniques acquises depuis 1992.

En outre l'élaboration de cette future méthode doit répondre à deux contraintes pratiques :

- ne requérir qu'une **augmentation raisonnablement limitée du coût** par rapport à l'IBGN.
- rester **compatible avec le protocole mis en œuvre sur le Réseau de Référence**, qui servira à déterminer les valeurs de référence pour le nouvel indice.

Le protocole appliqué sur les réseaux de référence répondait déjà à ces objectifs, mais avec un niveau de précision et de contrainte supérieur, notamment pour le recalcul de la note IBGN. Le protocole « Réseau de Surveillance » tient compte de l'expérience acquise par les praticiens sur le réseau de référence, et des difficultés apparues lors de la mise en œuvre du protocole correspondant. Le protocole « Réseau de Surveillance » est donc directement dérivé du protocole appliqué sur le réseau de référence, avec un certain nombre de simplifications et d'allègements méthodologiques portant sur :

- le protocole de terrain (prélèvement des échantillons)
- le protocole de laboratoire (traitement des échantillons)
- le niveau taxonomique (détermination des invertébrés).

I.3 – Principes généraux

² site web AQEM : <http://www.aqem.de> . Pré-norme CEN : cf Document CEN /TC 230 N 0503- Guidance on pro-rata Multi-Habitat-Sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers.)

Pour obtenir un échantillon représentatif de la mosaïque des habitats dominants d'un site donné, et échantillonner les habitats marginaux qui permettront en outre de calculer une note IBGN, le présent protocole préconise d'échantillonner **12 prélèvements** en combinant :

- un échantillonnage des habitats dominants basé sur 8 prélèvements unitaires,
- un échantillonnage des habitats marginaux, basé sur 4 prélèvements, qui permettra de garantir une conformité suffisante avec le protocole IBGN.

Les 12 prélèvements sont réalisés en **3 groupes de 4 relevés (ou 3 « bocaux »)** qui pourront être regroupés sur le terrain en respectant certaines règles.

Dans la norme IBGN, comme dans le protocole AQEM, la prospection de substrats différents est nettement privilégiée. Cependant, la vitesse du courant est également un facteur important de diversification des peuplements d'invertébrés benthiques et doit être intégrée dans les règles d'échantillonnage. On cherchera également à bien répartir les prélèvements sur l'ensemble de la station.

En pratique, cela signifie :

- Identifier sur le terrain les supports dominants (superficie > 5%) et marginaux ($\leq 5\%$) ;
- Réaliser un premier groupe de 4 prélèvements sur les **supports marginaux**, suivant l'ordre d'habitabilité (bocal 1) ;
- Réaliser un deuxième groupe de 4 prélèvements sur les **supports dominants**, suivant l'ordre d'habitabilité (bocal 2) ;
- Réaliser un troisième groupe de 4 prélèvements sur les **supports dominants**, en privilégiant la représentativité des habitats (bocal 3).

Les résultats seront exprimés sous la forme de **3 listes faunistiques par échantillon**, soit une liste pour chaque bocal. Ces listes permettront par différentes combinaisons de recalculer :

- une liste « équivalente IBGN » (B1 + B2)
- une liste « habitats dominants » (B2 + B3)
- une liste « habitats marginaux » (B1)
- une liste « faune globale » (B1 + B2 + B3)

Ce protocole permettra donc d'inclure dans le futur indice des métriques calculées séparément sur la faune des habitats dominants et marginaux, et sur la faune globale, et de calculer une note d'indice « équivalent IBGN ». ⁽³⁾

II. Préparation de l'échantillonnage

II.1 - Choix des stations

Pour être **représentative de la morphologie d'un tronçon** de cours d'eau, la station sera calée préférentiellement sur des **séquences de faciès radier / mouille**. La largeur du lit à plein bord (notée Lpb) est une grandeur de calage en géométrie hydraulique qui permet de prévoir statistiquement la longueur moyenne des séquences de faciès. En première approximation, cette largeur peut être estimée rapidement sur le terrain à partir de la zone non végétalisée du lit. La longueur d'une séquence radier / mouille représente en moyenne 6 fois la largeur du lit à plein bord.

- Pour les cours d'eaux de petite et moyenne dimension (classes P et M de la typologie nationale), 2 séquences radier / mouille seront considérées, soit 12 * Lpb.
- Pour les très petits cours d'eaux (classe TP), souvent plus hétérogènes, il est préférable de prendre en compte 3 séquences (soit 18 * Lpb).
- Pour les grands cours d'eaux (classe G), le choix de 2 séquences reste préférable, mais il sera parfois nécessaire pour des raisons pratiques de se limiter à une séquence (soit 6 * Lpb), en prenant soin de la choisir la plus représentative possible de la morphologie moyenne du tronçon.

³ L'incertitude sur le calcul de l'IBGN sera évaluée à l'aide des données détaillées sur 12 prélèvements acquises sur les sites de référence.

Quelle que soit la taille du cours d'eau la station devra être aussi représentative que possible de la morphologie du tronçon, *y compris des éventuelles altérations hydro-morphologiques*.

Les éléments pratiques nécessaires à la mise en œuvre sur le terrain sont détaillés en annexe I.

II.2 Positionnement des stations

Le repérage et le positionnement de la station sont à réaliser une seule fois pour chaque station, sauf événement hydrologique majeur bouleversant la morphologie du lit. En pratique, il est fortement recommandé de réaliser ce repérage **avant la première campagne** de prélèvement.

La démarche décrite ci-dessous devra être respectée pour le choix de l'emplacement précis de chaque station :

1. Estimer visuellement la largeur à plein bord Lpb.
2. Repérer visuellement sur une longueur suffisante (environ 5 à 8 séquences, soit 30 à 50 Lpb en fonction de la taille du cours d'eau), les conditions morpho-dynamiques du secteur.

Pour les grands cours d'eau, cette étape pourra utilement être préparée en utilisant des photos aériennes (orthophotoplan au 1/25.000ème par exemple).

3. Choisir les séquences contiguës les plus représentatives, en prenant soin *d'éviter d'y inclure des singularités morphologiques*.

On entend par *singularités* des structures naturelles ou artificielles *isolées*, qui ne se retrouvent pas de manière répétitive et régulière sur le tronçon (au moins sur le secteur repéré visuellement), par exemple : ponts, protections de berges très localisées, embâcles isolés, affluents, faciès ou substrats aux caractéristiques particulières.

4. Mesurer la largeur moyenne à plein bord, sur une dizaine de transects espacés d'environ 1,5 fois la largeur estimée ⁽⁴⁾. Cette valeur, mesurée avec une précision de $\pm 5\%$, sera notée Lpb.
5. Choisir et calculer la longueur totale de la station (12, 18 ou 6 Lpb selon les cas) qui sera notée Lt, en mètres.
6. Positionner une première limite de station (amont ou aval), sur une limite de faciès caractéristique, par exemple la tête d'un radier.
7. Se déplacer d'une longueur de station le long du cours d'eau, en prenant soin d'identifier les limites des principaux faciès : radiers, plats, mouilles ⁽⁵⁾.
8. Positionner la deuxième limite de station sur la structure équivalente à celle choisie comme première limite (ex : tête de radier) la plus proche de la distance calculée.
9. Si les limites de faciès ne sont pas repérables (cas des rivières très lentes ou chenalées), on prendra dans tous les cas une station de la longueur calculée, en calant la première limite sur un repère visible.

Il est impératif de noter avec précision des repères, ou de baliser les limites choisies, ou d'utiliser des coordonnées GPS précises, de manière à retrouver facilement la station lors des campagnes ultérieures.

II.3 Identification des stations

Chaque station sera identifiée très précisément par les informations suivantes :

- Code station (précédé du code bassin, au format RNB)
- Nom du cours d'eau
- Nom de la station
- Nom et code INSEE de la commune
- Altitude
- Largeur du lit à plein bord

⁴ Voir annexe I. Il est fortement recommandé d'utiliser pour cette opération un télémètre.

⁵ Voir annexe I pour l'identification des faciès.

- Longueur totale de la station
- Latitude et longitude (GPS) des points limites amont et aval (⁶).

Ces informations sont à renseigner selon les indications fournies dans les fiches de l'annexe II.

II.4 – Dates des campagnes de prélèvement

La circulaire « Réseau de Contrôle de Surveillance » de la Direction de l'Eau préconise une campagne d'échantillonnage par an, pour chaque année.

En règle générale, pour les cours d'eau à régime pluvial et ne présentant pas de variation saisonnière marquée des altérations chimiques et hydrologiques, la campagne sera réalisée **en période de basses eaux**. Au sein de cette période, les dates réelles des prélèvements devront être adaptées aux grandes écorégions, en distinguant notamment les sites suivant leur distribution altitudinale, de façon à tenir compte des différences dans les rythmes biologiques.

Dans les cours d'eaux à régime nival ou glaciaire avec de forts débits au printemps et en été, la campagne pourra être avancée de façon à précéder la fonte des neiges.

Les prélèvements ne doivent pas être réalisés dans les conditions suivantes :

- turbidité anormale ne permettant pas de décrire la mosaïque d'habitats.
- après un épisode de forte crue ayant entraîné un remaniement généralisé du substrat ; dans ce cas un délai de recolonisation est recommandé.

III. Protocole de prélèvement sur le terrain

III.1 Appareils de prélèvements

Les **12 prélèvements** de 1/20 de m² sont réalisés comme dans la norme IBGN actuelle au filet Surber (0,5 mm de vide de maille) ou au filet troubleau en fonction de l'accessibilité des substrats (ou supports). Les détails du protocole de prélèvement par type d'habitat sont proposés avec la définition de chaque substrat.

III.2 Définition des habitats

III.2.1 Définition des substrats

Un substrat est constitué par une association d'éléments minéraux (pouvant inclure des éléments organiques), ou d'éléments végétaux, présentant des caractères physiques homogènes sur une certaine surface.

Pour être pris en compte dans la description de la station et inclus dans l'échantillonnage, un substrat doit représenter une surface minimale **au moins égale à 1⁰/100 de la surface de la station** ; cette surface est estimée visuellement.

Cette surface minimale doit être **contiguë pour les substrats minéraux**, définis d'après la classe granulométrique qui présente la plus forte proportion apparente en surface.

En revanche, cette surface minimale **peut ne pas être contiguë pour les substrats non minéraux**.

La surface minimale contiguë pour inclure un substrat dans l'échantillonnage est celle d'un Surber (1/20^{ème} de m²) sauf pour les bryophytes (voir Tableau I).

Tableau I : Surfaces minimales nécessaires indicatives pour la prise en compte d'un type de substrat dans le plan d'échantillonnage en fonction de la taille du cours d'eau

⁶ En cas d'impossibilité d'utiliser un GPS (vallées encaissées), fournir une photocopie de la carte IGN au 1/25.000ème avec la position de la station.

Largeur du cours d'eau (en m)	Surface minimale d'un substrat	Surface minimale d'échantillonnage
2 à 8 - TP	0,05 à 0,75 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
8 à 15 - P	0,75 à 2,5 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
15 à 25 - M	2,5 à 7,5 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
25 à 40 - G	7,5 à 10 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)
> 40 - TG	> 10 m ²	Surface du filet Surber – 1/20 ^e m ² (contiguë sauf Bryophytes)

Les différents types de substrat, classés comme dans l'IBGN selon un ordre de priorité d'échantillonnage correspondant à une habitabilité décroissante, sont précisés dans le tableau II.

Tableau II : Définition et ordre d'échantillonnage des substrats.

Définition du substrat	Habitabilité	Protocole prélèvement
Bryophytes	11	végétal seul (sur bloc) ou avec élément support (sur cailloux)
Spermaphytes immergés (hydrophytes)	10	inclut la couche superficielle du sédiment
Déchets organiques grossiers (litières)	9	inclut la couche superficielle du sédiment
Chevelus racinaires, supports ligneux	8	végétal seul
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	7	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	6	inclut les sédiments et la faune associés au bloc (abris sous bloc)
Granulats grossiers (gravier) (2 à 25 mm).	5	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Spermaphytes émergents de strate basse (hélophytes)	4	inclut la couche superficielle du sédiment
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins	3	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Sables et limons (< 2mm)	2	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Algues	1	inclut les éléments minéraux du support
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	0	raclage de surface

III.2.2 Protocole de prélèvement détaillé pour chaque type de substrat

La méthode consiste à ramener dans le Surber, à la main, une partie du substrat, y compris fin (petits cailloux à vase), ce qui signifie que la méthode des «coups de pied» (e.g. associée au kick-sampling) est à proscrire.

Le filet du Surber doit être vidé entre chaque prélèvement unitaire.

Bryophytes :

Placer le Surber à contre courant sur les bryophytes, et frotter et peigner énergiquement pendant au moins 10 secondes sur toute la surface du cadre. Sur les blocs, n'échantillonner que le végétal. Si la surface des bryophytes n'est pas suffisante pour remplir le cadre du Surber, il est possible de faire le prélèvement en plusieurs points jusqu'à avoir la surface d'échantillonnage requise.

Si les bryophytes sont peu représentées, sur les pierres, considérer alors le support principal comme pierre et les bryophytes sont à renseigner dans les cases « nature végétation » et « abondance végétation » de la fiche de terrain.

Spermaphytes immergés (hydrophytes) :

Placer le Surber à contre courant sur les hydrophytes, prélever la totalité du végétal contenu dans le cadre de 1/20 m². Dans la pratique, on introduit le végétal dans le filet et on le coupe.

Les végétaux adhérents au substrat (ex : callitriches) sont prélevés avec la couche superficielle du substrat. Pour les spermaphytes enracinés dont une partie de l'appareil végétatif est flottante (ex : renoncules), seul le végétal est prélevé.

Si un seul prélèvement doit être réalisé dans les hydrophytes, il est réalisé sur l'espèce dominante en superficie. Si plusieurs prélèvements doivent être réalisés dans les hydrophytes dans une même classe de vitesse, ils sont réalisés si possible sur les différentes espèces présentes dans l'ordre décroissant de leur surface relative.

Déchets organiques grossiers (litières) :

Placer le Surber à contre courant sur la surface à échantillonner. Racler la surface du sédiment correspondant à l'intérieur du cadre sur une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 l au maximum.

Chevelus racinaires, substrats ligneux :

Faites glisser le Surber à contre courant sur les racines. Frotter et peigner énergiquement les racines pendant au moins 10 secondes de façon à récupérer les individus dans le filet.

Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Soulever les pierres et galets se trouvant à l'intérieur du cadre et bien les frotter *in situ* pour récupérer tous les organismes fixés (au besoin terminer cette opération sur la rive). Prélever également la couche sous les pierres et galets jusqu'à un maximum de 5 cm.

Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm) :

Placer le Surber à contre courant en aval du bloc. Soulever le bloc et prélever la partie sous-bloc, bien frotter le bloc pour récupérer tous les organismes fixés dessus.

Granulats grossiers

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prendre les graviers se trouvant à l'intérieur du cadre et bien les frotter pour récupérer les organismes fixés. Prélever jusqu'à un maximum de 5 cm.

Spermaphytes émergents de strate basse (hélophytes)

Placer le Surber à contre courant sur la base des hélophytes. Frotter la base des hélophytes avec la main sur une surface équivalente à l'intérieur du cadre.

Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prélever à la main les 3 premiers centimètres du substrat ou une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 litre au maximum.

S'il n'y a pas assez de courant, l'opérateur doit créer un courant d'eau pour favoriser la récolte du sédiment et des organismes présents dans le cadre délimité par le filet Surber.

Sables et limons (< 2mm)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Prélever à la main les 3 premiers centimètres du substrat ou une épaisseur permettant de prélever un volume final compris entre 0,5 et 1 litre au maximum.

S'il n'y a pas assez de courant, l'opérateur doit créer un courant d'eau pour favoriser la récolte du sédiment et des organismes présents dans le cadre délimité par le filet Surber.

Algues

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner, échantillonner les algues avec leurs support sous jacent.

Si les algues sont peu représentées, sur les pierres, considérer alors le support principal comme pierre et les algues sont à renseigner dans les cases « nature végétation » et « abondance végétation » de la fiche de terrain.

Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)

Placer le Surber à contre courant sur la zone à échantillonner. Frotter la surface du support.

III.2.3 Définition des classes de vitesses

Les classes de vitesses sont estimées à partir de la vitesse de surface exprimée en cm.s^{-1} .

Tableau III – définition des classes de vitesses.

CLASSE VITESSE (cm/s)	VITESSE	CODE SANDRE
$v < 5$	Nulle	N1
$25 > v \geq 5$	Lente	N3
$75 > v \geq 25$	Moyenne	N5
$150 > v \geq 75$	Rapide	N4

III.2.4 Définition des substrats dominants et marginaux

On entend par substrat « **dominant** » un substrat qui représente **plus de 5%** ($> 5\%$) de la surface mouillée totale de la station.

On entend par substrat « **marginal** » un substrat qui représente **au maximum 5%** ($\leq 5\%$) de la surface mouillée totale de la station. Cependant, pour être échantillonné, ce substrat doit constituer un **habitat représentatif**.

En pratique, cela signifie que la présence de ce substrat ne doit pas être exceptionnelle, ou liée à une singularité morphologique. Un habitat marginal peut être lié à la configuration du lit (zones étroites de bordures), généré par la dynamique fluviale (petits dépôts sableux ou vaseux, accumulations de débris organiques grossiers...), ou par des structures artificielles (e.g. protections de berges localisées). Mais pour être représentatif du cours d'eau, ce type d'habitat doit **se retrouver de manière régulière et répétitive** le long du secteur que la station est supposée représenter.

La taille minimale d'un substrat marginal est de $2\%_{100}$ de la surface de la station (voir Tableau I), cette surface est estimée visuellement et peut ne pas être contiguë pour les substrats non minéraux.

III.3 Conduite de l'échantillonnage

L'échantillonnage doit être précédé d'un repérage des habitats marginaux et dominants à échantillonner, qui sont indiqués sur la 'fiche terrain' (Annexe II).

L'opérateur peut alors définir son plan d'échantillonnage (i.e. les 3 combinaisons de 4 substrats qu'il devra prélever pour constituer les 3 bocaux).

Ensuite, les prélèvements sont réalisés en trois phases (dont l'ordre reste au choix du préleveur) :

Phase 1 – échantillonnage des habitats marginaux représentatifs (bocal 1) ;

Phase 2 - échantillonnage des habitats dominants, avec priorité au substrat (bocal 2) ;

Phase 3 – échantillonnage complémentaire des habitats dominants, au prorata des superficies (bocal 3).

III.3.1 Repérage des substrats dominants et marginaux.

La première étape sur le terrain lors de chaque campagne de prélèvement, consistera à estimer la superficie mouillée de la station, puis à identifier les substrats marginaux représentatifs et les substrats dominants, et à évaluer la superficie relative de ces substrats.

a) Estimation de la superficie mouillée

La longueur de la station (notée L_t , en mètres) est supposée connue dès le repérage de la station (cf. II.2 alinéa 5). On calculera la largeur mouillée moyenne à partir de la mesure, avec une précision de $\pm 5\%$ ⁽⁷⁾, d'une dizaine de transects régulièrement espacés sur la station. Cette largeur mouillée est notée L_m (en mètres, avec une décimale).

La superficie mouillée, calculée par le produit $\{L_t * L_m\}$, est estimée en m^2 et notée S_m .

b) Identification des substrats marginaux représentatifs

La *superficie maximale d'un substrat marginal représentatif* (S_{marg}) est égale à 5% de la superficie mouillée totale de la station, soit $\{S_m * 0,05\}$. Cette superficie s'entend en cumulant la superficie de l'ensemble des zones où ce substrat est présent sur la station.

Les différents substrats marginaux représentatifs sont identifiés, et leur présence est notée sur la feuille d'échantillonnage par la **lettre M** dans la colonne 'Dominants / Marginaux'.

La superficie relative (en %) de ces substrats marginaux est estimée visuellement, et notée en % de la surface totale de la station sur la feuille de terrain (colonne « Superficie relative »).

Les différentes classes de vitesses dans lesquelles ces substrats sont rencontrés sont notées par des croix (X) dans les colonnes correspondantes.

c) Identification des substrats dominants

Les différents substrats dominants présents sur la station (superficie totale de chaque support > 5% de la surface mouillée) sont notés sur la feuille d'échantillonnage par la **lettre D** dans la colonne 'Dominants / Marginaux'.

La superficie relative (%) de ces substrats dominants est estimée visuellement, et notée en % de la surface totale de la station sur la feuille de terrain, colonne « Superficie relative » (la somme des superficies relatives des substrats dominants et marginaux doit être égale à 100%).

La superficie relative (%) des substrats dominants est également codée en 3 catégories (colonne « code 1, 2 ou 3 ») de la manière suivante :

- **D3** - pour les substrats occupant plus de **50%** de la superficie totale de la station ;
- **D2** - pour les substrats occupant plus de **25%** et au maximum **50%** de la superficie totale ;
- **D1** - pour les substrats occupant plus de **5%** et au maximum **25%** de la superficie totale.

Les différentes classes de vitesses dans lesquelles ces substrats sont rencontrés sont notées par des croix (X) dans les colonnes correspondantes.

III.3.2 Echantillonnage des habitats marginaux.

Phase 1 – échantillonnage des habitats marginaux représentatifs

Dans cette phase, les substrats marginaux sont échantillonnés, avec **4 prélèvements unitaires**, réalisés dans l'ordre des substrats du tableau I. Ils constitueront le « bocal 1 ».

Si plus de 4 substrats marginaux ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau I sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.

⁷ L'usage d'un télémètre laser est recommandé.

Si 3 substrats marginaux seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat marginal présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse.

Si 2 substrats marginaux seulement ont été identifiés, les 2 prélèvements restants sont effectués sur ces deux substrats, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse.

Si un seul substrat marginal a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat, dans des placettes différentes, en faisant varier si possible les classes de vitesses.

Si aucun *substrat* n'a été identifié comme marginal, on considère comme **habitat marginal** les zones de bordure en vitesse lente ou nulle ; 4 prélèvements seront effectués dans ces habitats pour garantir une superficie totale prélevée constante.

III.3.3 Echantillonnage des habitats dominants.

Positionnement des prélèvements dans la station

Lors des deux phases suivantes, l'opérateur s'efforcera de **répartir les prélèvements sur l'ensemble de la station**, de manière à assurer une **représentation adéquate des différents faciès**. Lorsqu'un même substrat doit être prélevé plusieurs fois, les prélèvements seront dispersés sur l'ensemble des faciès où ce substrat est présent.

Afin de bien représenter la diversité des habitats lors de l'échantillonnage, lorsque différentes configurations sont possibles, on cherchera à **positionner des prélèvements dans les différentes classes de vitesses** représentées sur la station.

L'échantillonnage des substrats dominants est réalisé en 2 phases (phases 2 et 3) décrites ci-après.

A la fin des phases 2 et 3, **chaque classe de vitesse** identifiée sur les substrats dominants devra être représentée par au moins **un prélèvement**.

A la fin des phases 2 et 3, l'ensemble des substrats dominants (parmi les 8 premiers du tableau II) devrait normalement être représenté par **un minimum de** :

- **3 prélèvements** sur les substrats occupant plus de 50% de la superficie totale (codés D3) ;
- **2 prélèvements** sur les substrats occupant plus de 25% et au maximum 50% de la superficie totale (codés D2) ;
- **1 prélèvement** sur les substrats occupant plus de 5% et au maximum 25% de la superficie totale (codés D1).

Phase 2 - échantillonnage des habitats dominants, avec priorité au substrat

Au cours de cette phase, **4 prélèvements unitaires** sont réalisés sur les **4 premiers substrats dominants dans l'ordre du tableau I**. Ils constitueront le « bocal 2 ».

- Si plus de 4 substrats dominants ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau II sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.
- Si 3 substrats dominants seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse par ordre de représentativité.
- Si 2 substrats dominants seulement ont été identifiés,
 - si ces deux substrats ont une superficie relative > 25% (classe D2 et D3), 2 prélèvements sont effectués sur chaque substrat, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse par ordre de représentativité.

- Si un des deux substrats à une superficie relative < 25% (classe D1), un seul prélèvement est effectué sur ce substrat, et les 3 autres sur le substrat présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse par ordre de représentativité.
- Si un seul substrat dominant a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat en faisant varier, si possible, les classes de vitesses par ordre de représentativité.

Phase 3 : échantillonnage complémentaire des habitats dominants au prorata des superficies.

Au cours de cette phase, les **4 prélèvements unitaires** seront répartis de manière à compléter **l'échantillonnage des habitats dominants au prorata de leur superficie**, à partir des règles suivantes. Ils constitueront le « bocal 3 ».

- Si plus de 4 substrats dominants ont été identifiés, les substrats non échantillonnés au cours de la phase 2 seront échantillonnés **dans l'ordre décroissant de leur superficie relative**, dans la classe de vitesse la plus représentée pour chaque substrat.
- Lorsque tous les substrats dominants ont été échantillonnés au moins une fois au cours des phases 2 et 3, les prélèvements restant à effectuer sont positionnés sur les substrats déjà échantillonnés, au prorata de leur superficie relative, en faisant varier autant que possible les classes de vitesse par ordre de représentativité.

III.3.4 Renseignement de la feuille d'échantillonnage

Sur la feuille d'échantillonnage, les différentes combinaisons substrat / vitesse correspondant aux prélèvements regroupés dans les trois bocaux doivent être intégralement renseignées.

Les numéros des prélèvements (P1 à P12) seront notés au cours de l'échantillonnage dans la case correspondant à l'habitat échantillonné (« fiche terrain », annexe II : intersection du substrat et de la classe de vitesse).

Ces informations seront ensuite reportées dans le tableau correspondant de la « fiche envoi CEMAGREF » (annexe II).

III.3.5 Regroupement des prélèvements.

Pour chacune des 3 phases, les prélèvements de même nature peuvent être regroupés physiquement, sur le terrain, dans un même récipient soigneusement étiqueté avec le numéro du bocal correspondant, en respectant les règles suivantes :

- Les différents substrats minéraux d'un même bocal (blocs, pierres – galets, graviers, sables) sont regroupés.
- Pour tous les autres types de substrats, seuls les substrats de nature similaire prélevés au cours de la même phase (correspondant à un même bocal) sont regroupés.

Dans tous les cas, les différents récipients doivent être soigneusement étiquetés avec la mention du bocal auquel ils appartiennent.

III.3.6 Traitement et fixation des échantillons sur le terrain

Un premier traitement sur le terrain est recommandé pour concentrer les prélèvements, et éliminer les éléments minéraux et organiques grossiers qui peuvent endommager les organismes durant le transport.

Les éléments grossiers sont soigneusement examinés et lavés au dessus d'un tamis de maille identique à celle des appareils de prélèvement (0,5 mm).

Les organismes fragiles (e.g. Ephemeroptères, Triclades) peuvent être fixés à l'alcool et mis dans un récipient séparé, étiqueté avec le numéro du bocal.

Les gros individus d'espèces rares ou protégées, [e.g. écrevisses indigènes (*Astacus Austropotamobius*), moules (Margaritiferidae, Unionidae), Libellules (*Cordulegaster*), Perlidae, Ephemeridae], seront de préférence identifiés et comptés sur le terrain, puis remis à l'eau.

Le mode de conservation des échantillons reste au choix du laboratoire ⁽⁸⁾. Le formaldéhyde (concentration finale 4%), l'éthanol (concentration finale 70%) peuvent être employés. Pour des raisons de sécurité, le conservateur utilisé doit être indiqué sur le récipient.

IV. Traitement des échantillons au laboratoire

IV.1 Limites de détermination taxonomique

Les limites retenues tiennent compte à la fois 1) de l'information bio-écologique supplémentaire apportée par une identification au genre par rapport à la famille et 2) de la difficulté d'identification d'un taxon à un niveau systématique plus précis. Le gain d'information bio-écologique a été estimé à partir du calcul de la diversité bio-écologique des différents genres à l'intérieur d'une même famille. Cette diversité a été calculée en fonction de la distribution de ces genres au sein de groupes fonctionnels définis sur la base des caractéristiques biologiques et/ou écologiques des organismes ⁽⁹⁾. La difficulté d'identification des familles au niveau du genre a été codée après une enquête menée auprès des DIREN. Le couplage de ces deux sources d'information permet de définir une liste faunistique "finie".

La liste des niveaux taxonomiques requis est fournie dans le tableau IV.

L'ouvrage de base pour la détermination est le guide « Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie » ⁽¹⁰⁾. Cet ouvrage sera complété par la note additive à l'ouvrage « Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces » ⁽¹¹⁾ pour les taxons nouveaux ou invasifs.

La détermination se fera au niveau requis, sauf pour les individus trop abîmés ou correspondant aux premiers stades larvaires, qui seront identifiés à la famille.

La liste finie des taxons à référencer avec leur niveau d'identification est détaillée dans l'Annexe III.

⁸ L'usage de la congélation demande le suivi d'un protocole très strict (température et délai de conservation avant congélation, conditions de décongélation, estimation des pertes de certains taxons) qui doit être précisé.

⁹ **Usseglio-Polatera P., M. Bournaud, P. Richoux, & H. Tachet. 2000.** Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.

Usseglio-Polatera P., P. Richoux, M. Bournaud, & H. Tachet. 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 139: 53-83.

¹⁰ **Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera, 2000.** Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS Editions.

¹¹ **Tachet H., Bournaud M. & P. Richoux.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Systématique élémentaire et aperçu écologique. Supplément de mise à jour 2006. Ce fascicule peut être commandé à l'Association Française de Limnologie (2,50 euros)

Tableau IV : Niveaux d'identification requis pour les différents groupes taxonomiques.

Taxons	Niveau systématique
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera (sauf Limnephilidae)	Genre
<i>Trichoptera Limnephilidae</i>	Sous-Famille
Coleoptera (sauf Dytiscidae, Hydrophilidae et Curculionidae)	Genre
<i>Coleoptera (Dytiscidae, Hydrophilidae)</i>	Sous-Famille
<i>Coleoptera Curculionidae</i>	Famille
Megaloptera	Genre
Heteroptera (sauf Corixinae)	Famille
<i>Heteroptera Corixinae</i>	Sous-Famille
Planipennia	Genre
Odonata (sauf Coenagrionidae)	Genre
<i>Odonata Coenagrionidae</i>	Famille
Lepidoptera	Famille
Hymenoptera	Genre
Diptera	Famille
(Hydr)acarina	PRESENCE
Crustacea (sauf Asellidae)	Genre
<i>Crustacea Asellidae</i>	Famille
Bivalvia	Genre
Gastropoda (sauf Planorbidae)	Genre
<i>Gastropoda Planorbidae</i>	Famille
Hirudinea et Branchiobdellida	Famille
Oligochaeta	Classe
Bryozoa	PRESENCE
Nematoda	PRESENCE
Gordiacea	PRESENCE
Turbellaria	Famille
Hydrozoa	PRESENCE
Porifera	PRESENCE
Nemertea	PRESENCE

IV.2 – Tri et Quantification des prélèvements.

Le **protocole de tri s'applique à chaque « bocal »** regroupant les 4 prélèvements effectués au cours de chacune des trois phases de terrain. Les prélèvements de chaque bocal peuvent être ramenés au laboratoire dans un ou plusieurs récipients selon les cas (cf. § III.3.4).

Le but est d'obtenir pour **chaque bocal une liste faunistique quantifiée**, avec des abondances par taxon, selon le niveau taxonomique requis (tableau IV).

IV.2.1 – Estimation de l'abondance

L'abondance est le nombre d'individus estimé, par taxon, pour l'ensemble des 4 prélèvements du même bocal, soit $1/5^{\text{ème}}$ de m^2 . Les taxons pour lesquels une indication de « présence » est uniquement demandée (tableau IV) ne doivent pas être dénombrés.

Le dénombrement des individus est réalisé au niveau taxonomique de la famille. La précision requise pour l'estimation de l'abondance de chaque famille est de l'ordre de $\pm 25\%$. Le dénombrement exhaustif des individus pour les taxons abondants n'est pas nécessaire ; dans ce cas, l'utilisation du

sous-échantillonnage est fortement recommandée. Différentes techniques de sous-échantillonnage sont applicables, au choix de l'opérateur, en fonction du substrat à trier.

IV.2.2 – Tri et quantification

La phase de tri et quantification comporte trois opérations :

- Les prélèvements ramenés du terrain sont d'abord lavés sur une colonne de tamis ; la maille du tamis le plus fin est de 0,5 mm.
- Sur les refus de tamis, les individus sont comptés au niveau taxonomique de la famille, directement ou à l'aide d'une loupe monoculaire. Une technique de sous échantillonnage peut être appliquée à cette opération.
- Pour chaque taxon, un certain nombre d'individus doivent être sortis pour identification et conservés pour un contrôle qualité ultérieur (c.f. § IV.2.3).

IV.2.3 – Identification et dénombrement

Pour tous les taxons dont l'identification est requise au niveau de la famille (ou présence attestée), au moins 10 individus (s'ils existent) sont sortis pour identification, et conservés.

Pour tous les taxons dont l'identification est requise au niveau du genre, à l'intérieur de chaque famille, l'abondance des différents genres est estimée à partir de la détermination d'un nombre limité d'individus. Ce nombre est fonction du nombre de genre existant dans cette famille. Le tableau de l'annexe III indique pour chaque famille une diversité générique « faible » (2 à 3 genres) ou « forte » (4 genres ou plus).

Pour chaque liste faunistique (= pour chaque bocal), le nombre minimum d'individus à identifier pour chaque famille est de :

- **10** individus pour les familles mono génériques ;
- **20** individus pour les familles à diversité générique « **faible** » (notées A dans l'annexe III) ;
- **40** individus pour les familles à diversité générique « **forte** » (notées B dans l'annexe III).

Lorsque différents prélèvements correspondant au **même bocal** ont été conservés séparément (dans différents récipients) lors des phases de terrain, ils sont triés et quantifiés séparément ; pour chaque famille, les individus sortis sont ensuite regroupés, et 20 ou 40 individus sont tirés au hasard pour identification (voir schéma annexe IV). Pour l'établissement de la liste faunistique du bocal, les abondances de chaque taxon estimées dans les différents prélèvements sont simplement additionnées.

IV.3 – Limitation du temps de tri et quantification

En pratique, la relation entre le temps passé au tri et le nombre de familles identifiées tend vers une asymptote, les premiers quarts d'heure apportant le maximum d'information. Pour les substrats minéraux, une demi-heure de tri pour un prélèvement unitaire permet d'apporter une grande part de l'information (de l'ordre de 80% de la richesse taxonomique) ; pour les autres types de substrats, cette durée est de l'ordre de une heure ⁽¹²⁾. Ces temps correspondent au travail d'opérateurs expérimentés.

Afin d'optimiser le rapport coût / information des échantillons, cette phase de tri et quantification sera donc réalisée dans un laps de temps limité en fonction de la nature du substrat.

Les temps de tri indiqués doivent permettre d'extraire **au minimum 80% des taxons présents** dans chaque bocal ou prélèvement.

Le tableau V indique les **temps minimum et maximum requis pour le tri et la quantification de chaque « bocal »** en fonction de la nature des substrats prélevés. Ces temps s'appliquent à un **opérateur expérimenté**, et devront être majorés pour des stagiaires ou des débutants.

¹² Sur la base de résultats de tests réalisés en collaboration avec les DIREN Basse Normandie, Haute Normandie, Ile de France, Midi Pyrénées, Lorraine, Nord Pas de Calais, PACA, Rhône-Alpes, et le CEMAGREF Lyon.

Tableau V : Durées minimales et maximales requises pour la phase de tri, par bocal, en fonction de la nature des substrats prélevés, pour un opérateur expérimenté (hors temps de lavage).

<i>Nombre de prélèvements</i>	<i>Substrats minéraux</i>	4	3	2	1	0
	<i>Autres substrats</i>	0	1	2	3	4
Durée de tri en heures	minimum	1	1,5	2	2,5	3
	maximum	2	2,5	3	3,5	4

En fonction de la nature des prélèvements, le temps minimum de tri requis pour une station, pour un opérateur expérimenté, ne peut être inférieur à 3 heures (uniquement si les 12 prélèvements sont constitués par des substrats minéraux), et le temps maximum ne devrait pas être supérieur à 12 heures.

Le tableau VI indique les **temps minimum et maximum indicatifs pour le tri et la quantification d'un seul prélèvement unitaire pour un type de substrat donné**. Ces temps s'appliquent à un **opérateur expérimenté**, et devront être majorés pour des stagiaires ou débutants.

La durée minimale du temps de tri par substrat correspond à la valeur moyenne permettant d'obtenir 80% de la richesse taxonomique du prélèvement considéré, obtenue à partir des données de temps de tri fournies par les DIREN. La durée maximale correspond à la moyenne plus l'écart type.

Tableau VI : Durées minimales et maximales indicatives pour la phase de tri pour un seul prélèvement, en fonction de la nature du substrat prélevé, pour un opérateur expérimenté (hors temps de lavage).

Nature du substrat	Durée de tri minimum	Durée de tri maximum
Bryophytes	50 minutes	1h20
Spermaphytes immergés (hydrophytes)	40 minutes	1h05
Débris organiques grossiers (litières)	45 minutes	1h05
Chevelus racinaires, supports ligneux	50 minutes	1h05
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	25 minutes	45 minutes
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	50 minutes	1h30
Granulats grossiers (graviers) (2 à 25 mm).	40 minutes	50 minutes
Spermaphytes émergents de strate basse (hélophytes)	15 minutes	20 minutes
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec débris organiques fins	40 minutes	1h00
Sables et limons (< 2mm)	25 minutes	35 minutes
Algues	50 minutes	1h25
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	Non renseigné	Non renseigné

Remarque : les temps de tri par bocal sont inférieurs à la somme des temps de tris des prélèvements séparés. Il est donc normal que la somme des temps (minimum et maximum) nécessaires pour le tri séparé de 12 prélèvements soit supérieure, par station, aux temps (minimum et maximum) requis dans le tableau V.

Il est impératif de noter le temps passé à trier l'échantillon.

○ ○ ○ ○ ○

Aide au choix et au positionnement des stations de prélèvement

Principes de base

Le principe de base pour le positionnement des stations est que celles-ci soient représentatives de la diversité des habitats attendue, en conditions naturelles, à l'échelle d'un tronçon. Les habitats – définis dans ce protocole comme la combinaison des substrats et vitesses d'écoulement - sont générés par des processus géomorphologiques. C'est donc sur la base des caractéristiques morphologiques qu'il convient de repérer les stations. On trouvera dans l'ouvrage « Impacts écologiques de la chenalisation des rivières » (i) une explication détaillée des principes qui justifient les règles de choix des stations. Nous résumons ci-après les principaux éléments.

A l'échelle d'un tronçon de cours d'eau, dont la station se doit d'être représentative, la diversité des habitats est déterminée par la succession des « faciès » morpho-dynamiques, qui s'organisent en « séquences ». La séquence universellement observée sur les cours d'eau est la succession de faciès à écoulement rapide ou « radiers » et à écoulement lent ou « mouilles » ; entre ces deux faciès s'intercale très souvent un faciès de type « plat », à écoulement uniforme et de faible profondeur.

Les faciès sont générés par les épisodes de crues, lorsque l'énergie de l'eau est suffisante pour mobiliser le substrat. Or, cette énergie est maximale pour les débits dits « de plein bord », c'est à dire juste avant que la rivière ne déborde ; en effet, lors des débordements, l'énergie excédentaire qui se dissipe dans le lit majeur ne participe plus à la structuration du lit mineur. Le débit de plein bord (ou Qpb), qui correspond en moyenne à des crues de fréquence biennale (période de retour 1,5 à 2 ans, avec des variations locales dans la gamme de 0,5 à 5 ans) est pour cette raison considéré comme le débit « morphogène », celui qui structure les faciès du lit mineur. Le débit de plein bord est évidemment fortement corrélé à la largeur à plein bord (notée Lpb dans le protocole, ou W dans la littérature anglophone).

En conditions naturelles, les séquences de faciès se succèdent avec une périodicité remarquablement stable. En moyenne, la longueur d'une séquence est de 6 fois la largeur plein bord ($6 \cdot Lpb$). Cette structure est illustrée dans la figure 1, pour des cours d'eaux correspondant à des contextes géomorphologiques différents : roche-mère dure (montagne) ou plaine alluviale.

Certaines séquences pouvant être « atypiques », on considère qu'un minimum de 2 séquences « radier – mouille » est nécessaire pour assurer un minimum de représentativité des habitats ⁽¹³⁾. Comme indiqué dans le protocole (cf. § II.1), et pour des raisons pratiques, cette valeur pourra être adaptée en fonction de la largeur du cours d'eau, de 3 séquences pour les très petits cours d'eaux généralement plus hétérogènes, à une seule séquence pour les grands et très grands cours d'eau.

¹³ En réalité, si l'on recherchait une description précise des conditions hydro-morphologiques d'un tronçon, une description de 5 séquences serait nécessaire pour obtenir des mesures statistiquement fiables.

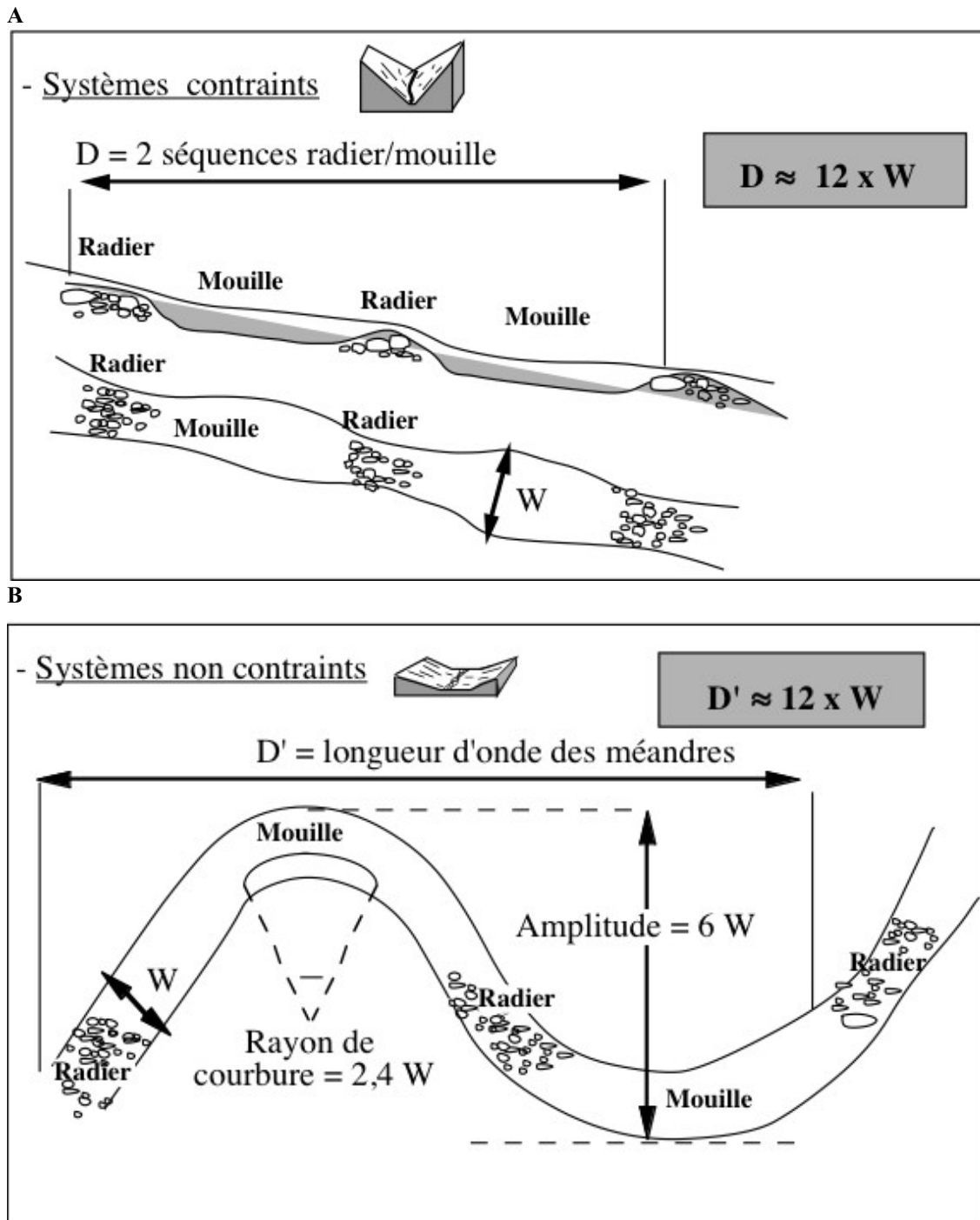


Figure 1 – Illustration de la relation moyenne entre la périodicité des séquences de faciès et la largeur à plein bord (L_{pb} notée ici W), pour des cours d’eaux évoluant A) dans des lits contraints par la roche mère, et B) dans des vallées alluviales à substrat meuble.

Repérage de la largeur plein bord

Définir le débit de plein bord demande une évaluation précise de la hauteur limite de débordement, mais la largeur à plein bord est relativement aisée à évaluer ; rappelons ici que l’incertitude acceptable de cette mesure pour le positionnement des stations est de l’ordre de 10% (soit $\pm 5\%$).

La largeur plein bord est celle du lit appelé généralement « lit moyen », qui est rempli et remanié lors des crues de fréquence annuelle à biennale (1 à 2 ans). Pour cette raison, une végétation pérenne ne peut généralement pas s’y implanter. Le critère le plus simple pour repérer la largeur plein bord est

donc la « zone non végétalisée » par une végétation pérenne (arbres et arbustes, plantes herbacées en formation dense), à l'exclusion des plantes annuelles qui peuvent se développer en une saison sur les bancs de graviers.

En sus de ce critère simple, la forme des berges donne des repères complémentaires. Pour les berges redressées ou verticales, un repère à mi hauteur est généralement suffisant. Pour les berges en pente douce, la limite du substrat mobile (graviers, sable, limons) récemment déposé fournit généralement un repère visible.

Dans certains cas particuliers, des critères supplémentaires doivent être utilisés.

- Rivières à chenaux multiples : la largeur des bancs colonisés par une végétation pérenne assez ancienne (arbustes en formation dense, prairies installées) doit être soustraite de la largeur mesurée entre les berges situées en limite du lit majeur.
- Rivières en tresses : les rivières à fort charriage, dans les zones de piedmont ou en région Méditerranéenne, présentent des lits actifs très larges, dits « en tresses ». Ces lits sont fréquemment remaniés, et donc non végétalisés, parce que la rivière divague entre ses berges en déposant l'excès de charge minérale grossière provenant de bassins amonts pentus et érodables. Mais ils ne se remplissent pas entièrement d'eau pour les crues fréquentes.
La largeur plein bord à prendre en compte dans ce cas est celle d'un chenal de crue bien marqué, dans les secteurs où l'écoulement se concentre (rétrécissement de vallée, pont...). Cette largeur sera généralement très inférieure à celle du lit actif, mais correspond à celle du débit qui structure les principaux faciès.
Si aucune structure de ce type n'est visible, on se calera sur les séquences de faciès les plus marquées du lit mineur pour délimiter la station ; la largeur plein bord sera alors estimée à $1/6^{\text{ème}}$ de la longueur moyenne d'une séquence.
- Rivières chenalisées : le but de la chenalisation étant de réduire les inondations, le débit de plein bord réel ne correspond plus au débit morphogène naturel, celui des crues fréquentes. Il faut donc estimer la largeur plein bord correspondant à une morphologie naturelle.
Ces rivières peuvent avoir un lit surdimensionné, et dans ce cas des atterrissements végétalisés se forment au pied des berges, témoignant du fait que la rivière se recrée un lit moyen correspondant à son débit morphogène. La largeur plein bord est alors facile à déterminer d'après la limite végétation pérenne (souvent uniquement herbacée du fait de l'entretien). Dans le cas inverse des lits fortement contraints, les berges redressées et les laisses de crues fréquentes permettent généralement une bonne approximation d'une largeur plein bord naturelle.
Enfin, dans les rivières chenalisées, il arrive fréquemment que les faciès ne soient plus visibles. Dans ce cas, on prendra une longueur de station calée sur la largeur plein bord estimée (6, 12 ou 18 Lpb selon la taille - cf. protocole § II.1), en se calant sur une structure repérable.

Valeurs moyennes de la largeur plein bord selon la taille du cours d'eau

Le tableau ci-dessous indique la gamme des largeurs plein bord attendue dans les différentes classes de taille de cours d'eau définies dans la typologie nationale. La fourchette correspondante des longueurs des stations, fonction du nombre de séquences de faciès à inclure, est donnée à titre de valeur repère.

Tableau 1 – Ordre de grandeur des largeurs plein bord et longueurs de station selon les classes de taille de la typologie nationale.

Classe de Taille	Très petit	Petit	Moyen	Grand	Très Grand
Largeur (Lpb, m)	< 8	8 –15	15 – 25	25 - 40	40 et +
Nombre de séquences	3	2	2	2 (minimum : 1)	1
Longueur (m)	30 à 140	100 à 180	180 à 300	300 à 480 (minimum : 150 à 240)	> 250 m

Définition des faciès

Pour le repérage des stations et le positionnement ultérieur des prélèvements, il est nécessaire de repérer les limites longitudinales des principaux types de faciès, « mouille », « plat » et « radiers ». Une note technique « Description standardisée des faciès d'écoulement observables en rivière » (ii) donne des indications détaillées pour identifier ces faciès.

La clé de détermination ci-dessous, extraite de cette note, a été modifiée pour la rendre applicable à une plus large gamme de classes de taille et de situations hydrologiques. Les six faciès majeurs sont séparés des faciès secondaires (en grisé), plus anecdotiques. De surcroît, les paramètres « profondeur » et « vitesses » sont décrits en valeur relative par rapport aux caractéristiques moyennes de la station. En première approximation, la limite entre les vitesses « faibles » et « fortes » pourra être fixée à 25 – 30 cm/s ; la différence entre les zones profondes et peu profonde est à évaluer en fonction de la profondeur moyenne, fonction de la taille du cours d'eau.

Des informations complémentaires sur la caractérisation des faciès pourront être trouvées dans le document « Typologie des faciès d'écoulement » (iii).

Documents de référence

(i) Wasson, J.G., Malavoi, J.R., Maridet, L., Souchon, Y., & Paulin, L. (1998). *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. Cemagref éditions, coll. Etudes, série Gestion des Milieux Aquatiques n°14, 158 p. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/chenalisation.PDF

(ii) Malavoi J.R. & Souchon Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **365/366** : 357-372. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/facies2002.pdf

(iii) Malavoi, J.R. (1989). Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **315**: 189-210. Document téléchargeable sur le site : http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/dossiers_pdf/typo_facies.pdf

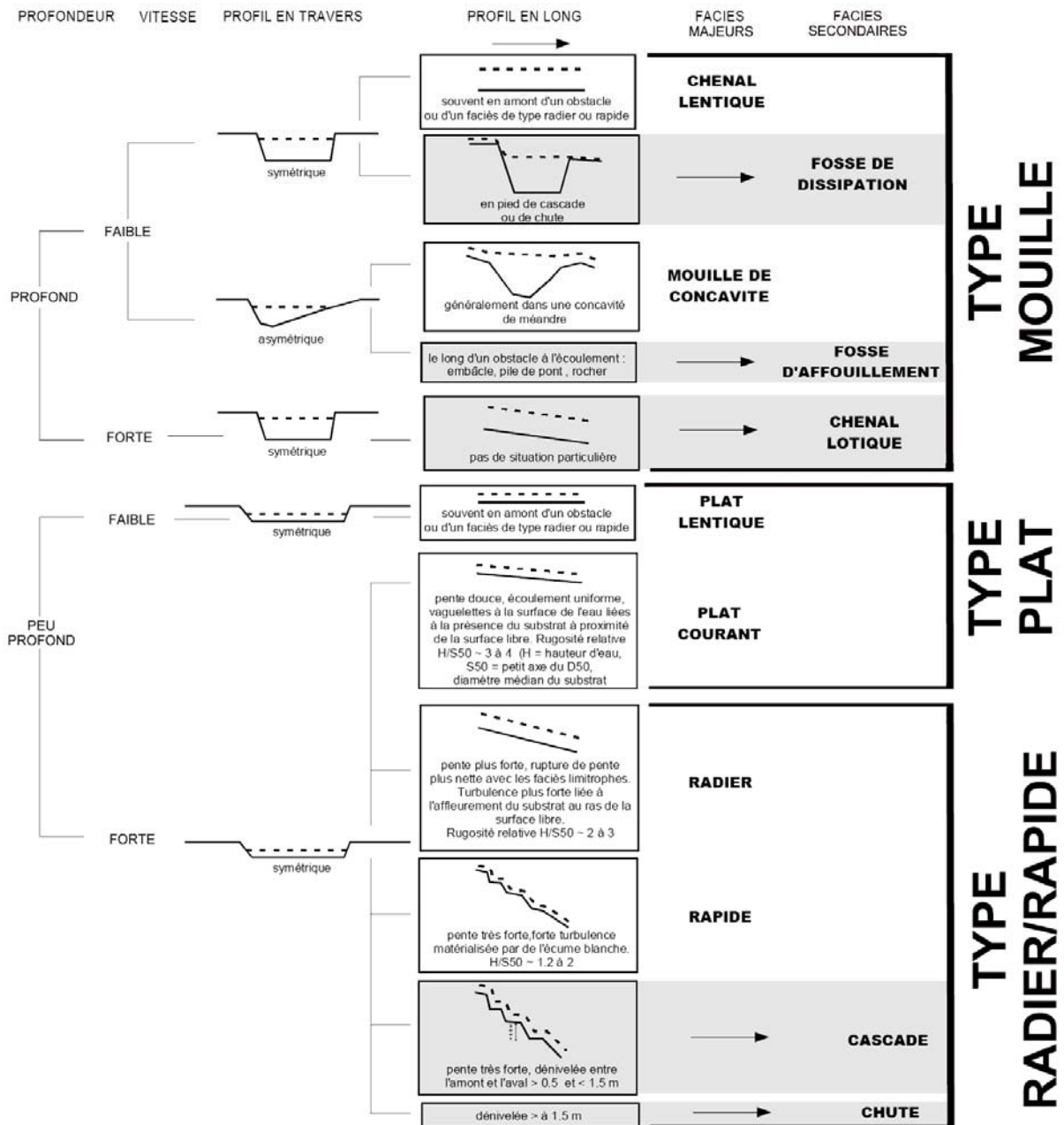


Figure 2 – Clé d'identification des principaux faciès d'écoulement. Modifié d'après Malavoi & Souchon, 2002. Les variables « profondeur » et « vitesses » sont qualifiées par rapport aux caractéristiques moyennes de la station.

Annexe II

Constituée par le fichier Excel « Protocole Invert RCS final_annexe2.xls »
comprenant deux fiches :

- Fiche terrain à imprimer (aide au recueil d'information sur le terrain)
- Fiche envoi CEMAGREF (**utilisation obligatoire** pour la transmission des données)

Feuille de Terrain

PAGE 1

obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire	obligatoire
CODE STATION	COURS D'EAU	SITE	DATE	X AMONT	Y AMONT	X AVAL	Y AVAL

obligatoire	Lpb	
obligatoire	Lt	
obligatoire	Lm	
	Sm	0
	Smarg	0

Feuille Terrain : l'information informatique est
à saisir sur la fiche "envoi CEMAGREF"

LEGENDE

CODE STATION	Au format RNB si possible et précédé du code Bassin
COURS D'EAU	Nom de la rivière
STATION	Nom du site de prélèvement invertébrés
DATE	Jour de l'échantillonnage (jj/mm/aaaa)
X AMONT	Latitude de la limite amont du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)
Y AMONT	Longitude de la limite amont du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)
X AVAL	Latitude de la limite aval du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)
Y AVAL	Longitude de la limite aval du site de prélèvement (en mètres et en Lambert II étendu)
Lpb	Largeur au débit de Plein Bord (en m)
Lt	Longueur totale de la station (en m)
Lm	Largeur mouillée moyenne au moment du prélèvement (en m avec 1 décimale)
Sm	Superficie mouillée de la station (m ²)
Smarg	Superficie maximale d'un substrat marginal (Sm*0.05 ; m ²)
D/M	Dominant / Marginal (suivant le protocole)
Superficie relative des substrats dominants	1 = entre 5 et 25% ; 2 = entre 25 et 50% ; 3 = supérieure à 50%

Feuille de Terrain

PAGE 2

Substrats						
Nature du Substrat	Substrat (Sandre)	SANDRE	Habitabilité	% réel de recouvrement	Dominant / Marginal (D/M)	Superficie relative (code 1, 2 ou 3)
Bryophytes	Bryophytes	S1	11			
Spermaphytes immergés	Hydrophytes	S2	10			
Débris organiques grossiers (litières)	Litières	S3	9			
Chevelus racinaires, supports ligneux	Branchage, racines	S28	8			
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	Pierres, galets	S24	7			
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	Blocs	S30	6			
Granulats grossiers (graviers) (2,5 à 25 mm)	Granulats	S9	5			
Spermaphytes émergents de strates basses	Helophytes	S10	4			
Vases : Sédiments fins (< 0,1 mm) avec débris organiques fins	Vases	S11	3			
Sables et limons (< 2 mm)	Sables, limons	S25	2			
Algues	Algues	S18	1			
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et arqiles compactes)	Dalles, argiles	S29	0			

Annexe III

Liste finie des taxons

Groupes	Famille	Niveau systématique à renseigner	Diversité A= faible B= forte
PLECOPTERA	Capniidae	Capniidae	A
		<i>Capnia</i>	
		<i>Capnioneura</i>	
		<i>Capnopsis</i>	
PLECOPTERA	Chloroperlidae	Chloroperlidae	A
		<i>Siphonoperla</i>	
		<i>Chloroperla</i>	
		<i>Xanthoperla</i>	
PLECOPTERA	Leuctridae	Leuctridae	A
		<i>Euleuctra</i>	
		<i>Leuctra</i>	
		<i>Pachyleuctra</i>	
PLECOPTERA	Nemouridae	Nemouridae	B
		<i>Amphinemura</i>	
		<i>Protonemura</i>	
		<i>Nemura</i>	
		<i>Nemurella</i>	
PLECOPTERA	Perlidae	Perlidae	B
		<i>Perla</i>	
		<i>Marthamea</i>	
		<i>Dinocras</i>	
		<i>Eoperla</i>	
PLECOPTERA	Perlodidae	Perlodidae	B
		<i>Perlodes</i>	
		<i>Diura</i>	
		<i>Isoperla</i>	
		<i>Arcynopteryx</i>	
		<i>Besdolus</i>	
		<i>Isogenus</i>	
		<i>Dictyogenus</i>	
PLECOPTERA	Taeniopterygidae	Taeniopterygidae	A
		<i>Taeniopteryx</i>	
		<i>Brachyptera</i>	
		<i>Rhabdiopteryx</i>	
TRICHOPTERA	Beraeidae	Beraeidae	B
		<i>Beraea</i>	
		<i>Beraeamyia</i>	
		<i>Ernodes</i>	
		<i>Beraeodina</i>	
		<i>Beraeodes</i>	
TRICHOPTERA	Brachycentridae	Brachycentridae	A
		<i>Oligoplectrum</i>	
		<i>Brachycentrus</i>	
		<i>Micrasema</i>	
TRICHOPTERA	Calamoceratidae	<i>Calamoceras</i>	
TRICHOPTERA	Ecnomidae	Ecnomidae	A
		<i>Ecnomus</i>	
		<i>Pseudoneureclipsis</i>	
TRICHOPTERA	Glossosomatidae	Glossosomatidae	A
		<i>Agapetus</i>	

		<i>Glossosoma</i>	
		<i>Synagapetus</i>	
		<i>Catagapetus</i>	
TRICHOPTERA	Goeridae	Goeridae	B
		<i>Goera</i>	
		<i>Silo</i>	
		<i>Lithax</i>	
		<i>Silonella</i>	
TRICHOPTERA	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	Hydropsychidae	A
		<i>Diplectrona</i>	
		<i>Cheumatopsyche</i>	
		<i>Hydropsyche</i>	
TRICHOPTERA	Hydroptilidae	Hydroptilidae	B
		<i>Hydroptila</i>	
		<i>Agraylea</i>	
		<i>Allotrichia</i>	
		<i>Stactobiella</i>	
		<i>Orthotrichia</i>	
		<i>Stactobia</i>	
		<i>Oxyethira</i>	
		<i>Ptilocolepus</i>	
		<i>Tricholeiochiton</i>	
		<i>Ithytrichia</i>	
TRICHOPTERA	Lepidostomatidae	Lepidostomatidae	A
		<i>Lepidostoma</i>	
		<i>Lasiocephala</i>	
		<i>Crunoecia</i>	
TRICHOPTERA	Leptoceridae	Leptoceridae	B
		<i>Athripsodes</i>	
		<i>Ceraclea</i>	
		<i>Leptocerus</i>	
		<i>Mystacides</i>	
		<i>Oecetis</i>	
		<i>Setodes</i>	
		<i>Triaenodes</i>	
		<i>Ylodes</i>	
		<i>Adicella</i>	
		<i>Erotesis</i>	
TRICHOPTERA	Limnephilidae	Limnephilidae	B
		Apataniinae	
		Drusinae	
		Dicosmoecinae	
		Limnephilinae	
TRICHOPTERA	Molannidae	Molannidae	A
		<i>Molanna</i>	
		<i>Molannodes</i>	
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Odontocerum</i>	
TRICHOPTERA	Philopotamidae	Philopotamidae	A
		<i>Chimarra</i>	
		<i>Philopotamus</i>	
		<i>Wormaldia</i>	
TRICHOPTERA	Phryganeidae	Phryganeidae	B
		<i>Trichostegia</i>	
		<i>Hagenella</i>	
		<i>Oligostomis</i>	
		<i>Oligotrichia</i>	
		<i>Agrypnia</i>	
		<i>Phryganea</i>	

TRICHOPTERA	Polycentropodidae	Polycentropodidae	B
		<i>Neureclipsis</i>	
		<i>Plectrocnemia</i>	
		<i>Polycentropus</i>	
		<i>Cyrnus</i>	
		<i>Holocentropus</i>	
TRICHOPTERA	Psychomyiidae	Psychomyiidae	B
		<i>Psychomyia</i>	
		<i>Metalype</i>	
		<i>Paduniella</i>	
		<i>Lype</i>	
		<i>Tinodes</i>	
TRICHOPTERA	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	
TRICHOPTERA	Sericostomatidae	Sericostomatidae	B
		<i>Notidobia</i>	
		<i>Oecismus</i>	
		<i>Sericostoma</i>	
TRICHOPTERA	Thremmatidae	<i>Thremma</i>	
EPHEMEROPTERA	Ameletidae	Ameletidae	A
		<i>Ameletus</i>	
		<i>Metreletus</i>	
EPHEMEROPTERA	Baetidae	Baetidae	B
		<i>Baetis</i>	
		<i>Acentrella</i>	
		<i>Raptobaetopus</i>	
		<i>Proclleon</i>	
		<i>Centroptilum</i>	
		<i>Cloeon</i>	
		<i>Pseudocentroptilum</i>	
EPHEMEROPTERA	Caenidae	Caenidae	A
		<i>Caenis</i>	
		<i>Brachycercus</i>	
EPHEMEROPTERA	Ephemerellidae	Ephemerellidae	A
		<i>Ephemerella</i>	
		<i>Torleya</i>	
EPHEMEROPTERA	Ephemeridae	<i>Ephemera</i>	
EPHEMEROPTERA	Heptageniidae	Heptageniidae	B
		<i>Heptagenia</i>	
		<i>Electrogena</i>	
		<i>Ecdyonurus</i>	
		<i>Epeorus</i>	
		<i>Rhithrogena</i>	
EPHEMEROPTERA	Isonychiidae	<i>Isonychia</i>	
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	Leptophlebiidae	B
		<i>Leptophlebia</i>	
		<i>Habroleptoides</i>	
		<i>Paraleptophlebia</i>	
		<i>Habrophlebia</i>	
		<i>Choroterpes</i>	
		<i>Thraulius</i>	
EPHEMEROPTERA	Neoephemeridae	<i>Neoephemera</i>	
EPHEMEROPTERA	Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i>	
EPHEMEROPTERA	Polymitarcyidae	<i>Ephoron</i>	
EPHEMEROPTERA	Potamanthidae	<i>Potamanthus</i>	
EPHEMEROPTERA	Prosopistomatidae	<i>Prosopistoma</i>	
EPHEMEROPTERA	Siphonuridae	<i>Siphonurus</i>	
HETEROPTERA	Aphelocheiridae	Aphelocheiridae	
HETEROPTERA	Corixidae	Corixidae	A
		Micronectinae	

		Cymatiinae	
		Corixinae	
HETEROPTERA	Gerridae	Gerridae	
HETEROPTERA	Hydrometridae	Hydrometridae	
HETEROPTERA	Mesoveliidae	Mesoveliidae	
HETEROPTERA	Naucoridae	Naucoridae	
HETEROPTERA	Nepidae	Nepidae	
HETEROPTERA	Notonectidae	Notonectidae	
HETEROPTERA	Pleidae	Pleidae	
HETEROPTERA	Veliidae	Veliidae	
COLEOPTERA	Chrysomelidae	Chrysomelidae	A
		<i>Macrolea</i>	
		<i>Donacia</i>	
		<i>Plateumaris</i>	
COLEOPTERA	Curculionidae	Curculionidae	
COLEOPTERA	Dryopidae	Dryopidae	A
		<i>Pomatinus</i>	
		<i>Dryops</i>	
COLEOPTERA	Dytiscidae	Dytiscidae	B
		Hydroporinae	
		Laccophilinae	
		Copelatinae	
		Colymbetinae	
		Dytiscinae	
COLEOPTERA	Elmidae	Elmidae	B
		<i>Potamophilus</i>	
		<i>Stenelmis</i>	
		<i>Elmis</i>	
		<i>Esolus</i>	
		<i>Limnius</i>	
		<i>Normandia</i>	
		<i>Riolus</i>	
		<i>Dupophilus</i>	
		<i>Oulimnius</i>	
		<i>Macronychus</i>	
COLEOPTERA	Eubriidae	<i>Eubria</i>	
COLEOPTERA	Gyrinidae	Gyrinidae	A
		<i>Aulonogyrus</i>	
		<i>Gyrinus</i>	
		<i>Orectochilus</i>	
COLEOPTERA	Haliplidae	Haliplidae	A
		<i>Haliplus</i>	
		<i>Peltodytes</i>	
		<i>Brychius</i>	
COLEOPTERA	Helodidae	Helodidae	B
		<i>Elodes</i>	
		<i>Hydrocyphon</i>	
		<i>Cyphon</i>	
		<i>Microcara</i>	
		<i>Scirtes</i>	
COLEOPTERA	Helophoridae	<i>Helophorus</i>	
COLEOPTERA	Hydraenidae	Hydraenidae	B
		<i>Limnebius</i>	
		<i>Hydraena</i>	
		<i>Ochthebius</i>	
COLEOPTERA	Hydrochidae	<i>Hydrochus</i>	
COLEOPTERA	Hydrophilidae	Hydrophilidae	A
		Hydrophilinae	
		Sphaeridiinae	

COLEOPTERA	Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i>	
COLEOPTERA	Hygrobiidae	<i>Hygrobia</i>	
COLEOPTERA	Noteridae	<i>Noterus</i>	
COLEOPTERA	Spercheidae	<i>Spercheus</i>	
DIPTERA	Athericidae	Athericidae	
DIPTERA	Blephariceridae	Blephariceridae	
DIPTERA	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	
DIPTERA	Chaoboridae	Chaoboridae	
DIPTERA	Chironomidae	Chironomidae	
DIPTERA	Culicidae	Culicidae	
DIPTERA	Cylindrotomidae	Cylindrotomidae	
DIPTERA	Dixidae	Dixidae	
DIPTERA	Dolichopodidae	Dolichopodidae	
DIPTERA	Empididae	Empididae	
DIPTERA	Ephydriidae	Ephydriidae	
DIPTERA	Limoniidae	Limoniidae	
DIPTERA	Muscidae	Muscidae	
DIPTERA	Psychodidae	Psychodidae	
DIPTERA	Ptychopteridae	Ptychopteridae	
DIPTERA	Rhagionidae	Rhagionidae	
DIPTERA	Sciomyzidae	Sciomyzidae	
DIPTERA	Simuliidae	Simuliidae	
DIPTERA	Stratiomyidae	Stratiomyidae	
DIPTERA	Syrphidae	Syrphidae	
DIPTERA	Tabanidae	Tabanidae	
DIPTERA	Thaumaleidae	Thaumaleidae	
DIPTERA	Tipulidae	Tipulidae	
ODONATA	Aeshnidae	Aeshnidae	B
		<i>Boyeria</i>	
		<i>Brachytron</i>	
		<i>Hemianax</i>	
		<i>Anax</i>	
		<i>Aeshna</i>	
		<i>Anaciaeschna</i>	
ODONATA	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	
ODONATA	Coenagrionidae	Coenagrionidae	
ODONATA	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	
ODONATA	Corduliidae	Corduliidae	B
		<i>Epithea</i>	
		<i>Somatochlora</i>	
		<i>Oxygastra</i>	
		<i>Cordulia</i>	
ODONATA	Gomphidae	Gomphidae	B
		<i>Gomphus</i>	
		<i>Paragomphus</i>	
		<i>Ophiogomphus</i>	
		<i>Onychogomphus</i>	
ODONATA	Lestidae	Lestidae	B
		<i>Lestes</i>	
		<i>Sympecma</i>	
		<i>Chalocolestes</i>	
ODONATA	Libellulidae	Libellulidae	B
		<i>Libellula</i>	
		<i>Orthetrum</i>	
		<i>Brachythemis</i>	
		<i>Sympetrum</i>	
		<i>Leucorrhinia</i>	
		<i>Diplacodes</i>	
		<i>Crocothemis</i>	

ODONATA	Macromiidae	<i>Macromia</i>	
ODONATA	Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	
MEGALOPTERA	Sialidae	<i>Sialis</i>	
PLANNIPENNES	Neurorthidae	<i>Neurorthus</i>	
PLANNIPENNES	Osmylidae	<i>Osmylus</i>	
PLANNIPENNES	Sisyridae	<i>Sisyra</i>	
HYMENOPTERA	Agriotypidae	<i>Agriotypus</i>	
LEPIDOPTERA	Pyralidae	<i>Pyralidae</i>	
CRUSTACEA	Asellidae	<i>Asellidae</i>	
CRUSTACEA	Astacidae	<i>Astacidae</i>	A
		<i>Astacus</i>	
		<i>Austropotamobius</i>	
		<i>Pacifastacus</i>	
CRUSTACEA	Atyidae	<i>Atyaephyra</i>	
CRUSTACEA	Cambaridae	<i>Cambaridae</i>	A
		<i>Procambarus</i>	
		<i>Orconectes</i>	
CRUSTACEA	Corophiidae	<i>Corophium</i>	
CRUSTACEA	Crangonyctidae	<i>Crangonyx</i>	
CRUSTACEA	Gammaridae	<i>Gammaridae</i>	A
		<i>Gammarus</i>	
		<i>Echinogammarus</i>	
		<i>Dikerogammarus</i>	
CRUSTACEA	Grapsidae	<i>Eriocheir</i>	
CRUSTACEA	Niphargidae	<i>Niphargus</i>	
CRUSTACEA	Potamonidae	<i>Potamon</i>	
BIVALVIA	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	
BIVALVIA	Dreissenidae	<i>Dreissenidae</i>	A
		<i>Dreissena</i>	
		<i>Congeria</i>	
BIVALVIA	Margaritiferidae	<i>Margaritifera</i>	
BIVALVIA	Sphaeriidae	<i>Sphaeriidae</i>	A
		<i>Sphaerium</i>	
		<i>Pisidium</i>	
BIVALVIA	Unionidae	<i>Unionidae</i>	B
		<i>Potomida</i>	
		<i>Unio</i>	
		<i>Anodonta</i>	
		<i>Pseudanodonta</i>	
GASTROPODA	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>	
GASTROPODA	Ancylidae	<i>Ancylus</i>	
GASTROPODA	Bithyniidae	<i>Bithynia</i>	
GASTROPODA	Ferrissiidae	<i>Ferrissia</i>	
GASTROPODA	Hydrobiidae	<i>Hydrobiidae</i>	B
		<i>Potamopyrgus</i>	
		<i>Lithoglyphus</i>	
		<i>Bythinella</i>	
		<i>Bythiospeum</i>	
		<i>Belgrandia</i>	
GASTROPODA	Lymnaeidae	<i>Lymnaeidae</i>	B
		<i>Myxas</i>	
		<i>Lymnaea</i>	
		<i>Galba</i>	
		<i>Radix</i>	
		<i>Stagnicola</i>	
GASTROPODA	Neritidae	<i>Theodoxus</i>	
GASTROPODA	Physidae	<i>Physidae</i>	A
		<i>Physa</i>	
		<i>Aplexa</i>	

GASTROPODA	Planorbidae	Planorbidae	
GASTROPODA	Valvatidae	<i>Valvata</i>	
GASTROPODA	Viviparidae	<i>Viviparus</i>	
BRANCHIOBELLELLIDA	Branchiobdellidae	Branchiobdellidae	
HIRUDINEA	Erpobdellidae	Erpobdellidae	
HIRUDINEA	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	
HIRUDINEA	Hirudidae	Hirudidae	
HIRUDINEA	Piscicolidae	Piscicolidae	
TURBELLARIA	Dendrocoelidae	Dendrocoelidae	
TURBELLARIA	Dugesiiidae	Dugesiiidae	
TURBELLARIA	Planariidae	Planariidae	
OLIGOCHAETA		Oligochaeta	Présence
NEMATODA		Nematoda	Présence
GORDIACEA		Gordiaceae	Présence
HYDRACARINA		Hydracarina	Présence
HYDROZOA		Hydrozoa	Présence
PORIFERA		Porifera	Présence
BRYOZOA		Bryozoa	Présence
NEMERTEA		Prostoma	Présence

Annexe IV

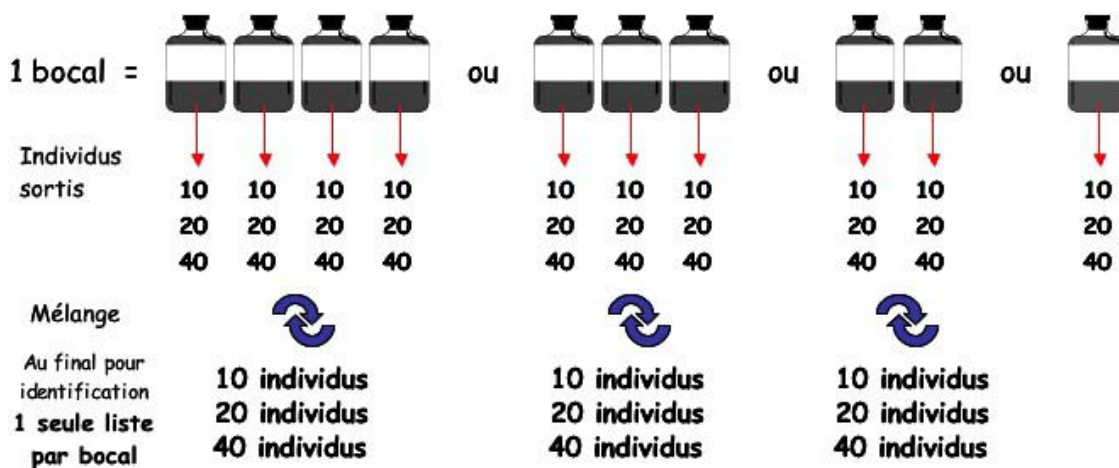
Annexe IV - Quantification et Identification

Au final par bocal pour identification sortir :

10 individus pour les taxons à identifier à la famille + familles monogénériques

20 individus pour les taxons à identifier au genre pour une famille peu diversifiée

40 individus pour les taxons à identifier au genre pour une famille très diversifiée



Annexe II :

Appui scientifique à la Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau

Adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau

Philippe USSEGLIO-POLATERA, Université de Metz
Jean-Gabriel WASSON & Virginie ARCHAIMBAULT, Cemagref Lyon

Proposition de note méthodologique – octobre 2008

DOCUMENT DE TRAVAIL

I – Objectifs et principes généraux.

I.1 – Objectif général

La présente note concerne uniquement l'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques dans les grands cours d'eau. Elle a pour objet de proposer pour ce type de masse d'eau, un nouveau protocole de prélèvement et de traitement des échantillons pour le **Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS)**, dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE).

Il répond à 4 objectifs principaux :

- Fournir, pour les grands cours d'eau, une **image représentative du peuplement d'invertébrés** d'une station, **en séparant la faune des habitats dominants de celle des habitats marginaux**,
- Conserver **le maximum d'homogénéité** dans le protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques le long d'un **gradient amont aval**,
- Permettre l'application du **nouvel indice d'évaluation de l'état écologique (I2M2)** sur l'ensemble du réseau hydrographique national,
- Autoriser la comparaison des évaluations DCE compatibles sur les grands cours d'eau avec les données historiques basées sur le protocole IBGA ⁽¹⁴⁾.

I.2 – Domaine d'application

Le protocole proposé s'applique aux **cours d'eau dont la profondeur ne permet pas l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques dans le strict respect des conditions d'application du protocole RCS décrit dans la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.**

Sont concernés : les grands cours d'eau type fleuve, les petites rivières profondes à berges verticales, les rivières navigables et canalisées... Cela ne concerne pas les canaux artificiels où les conditions d'habitats sont trop éloignées de celles d'une rivière.

I.3 – Définitions

On entend par :

(i) **station** ou point de prélèvement : portion de cours d'eau, où s'effectuent les prélèvements, représentative de l'hydro-morphologie d'un tronçon en termes de diversité des habitats physiques, y compris les éventuelles altérations hydro-morphologiques

(ii) **zone de berge** : une zone de faible profondeur ($\leq 1\text{m}$) dont la distance à la rive est au plus de 5 % de la largeur mouillée moyenne à la date d'échantillonnage (Cf. Fig. 1)

¹⁴ Agence de l'eau RMC, 1997, Indice Biologique Global Adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes (I.B.G.A.)- Protocole Expérimental. 45p.

(iii) **zone intermédiaire** : une zone de plus ou moins forte pente faisant la jonction entre la zone de berge et la zone profonde. Sa largeur est variable en fonction de sa pente et de la profondeur moyenne du chenal profond. Cette zone peut présenter des habitats – donc un cortège faunistique - particuliers (en termes de combinaisons substrat x vitesse x hauteur d'eau) non forcément rencontrés en berge ou dans le chenal profond (Cf. Fig. 1)

(iv) **zone du chenal profond** : une zone de profondeur voisine de la profondeur maximale, **non accessible à pied**, de faible pente moyenne (Cf. Fig. 1)

(v) **habitat** : la combinaison d'un **substrat** et d'une **classe de vitesse** de courant

(vi) **habitat marginal** : un habitat de la zone de berge

(vii) **habitat dominant** : un habitat de la zone intermédiaire ou de la zone du chenal profond

(viii) **substrat** : une association d'éléments minéraux (pouvant inclure des éléments organiques), ou d'éléments végétaux, présentant des caractères physiques homogènes sur une certaine surface

(ix) **échantillon** : l'ensemble des **12 prélèvements unitaires** réalisés sur **une station à une date donnée**.

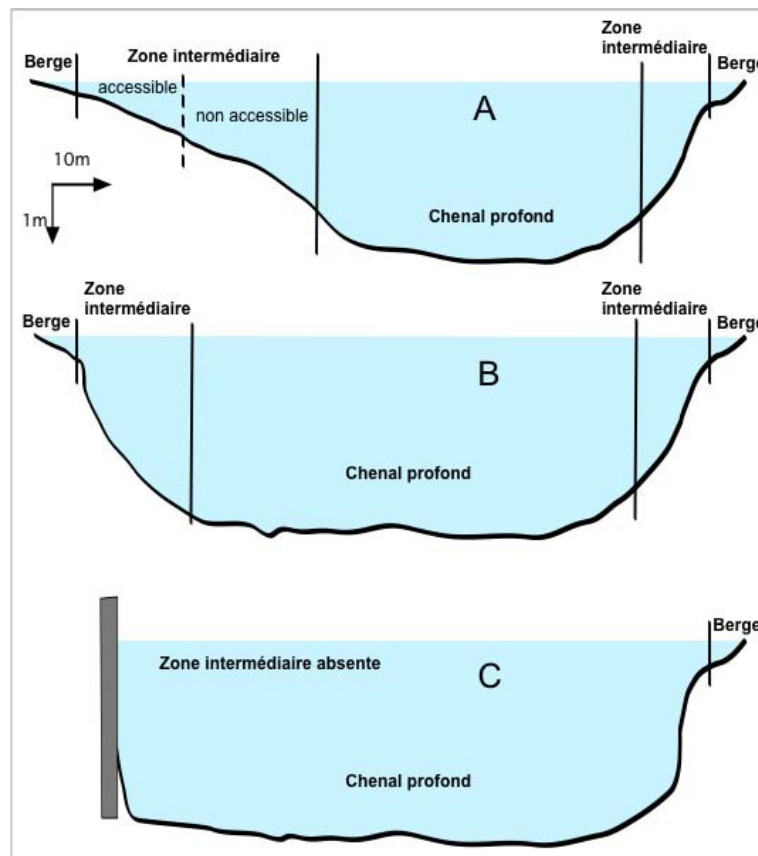


Figure 1 : Coupe transversale d'un grand cours d'eau. A) Exemple d'une zone intermédiaire accessible à pieds. B) Exemple d'une zone intermédiaire inaccessible à pied. C) Exemple d'une zone intermédiaire inexistante.

I.4 – Principes généraux

12 prélèvements unitaires sont réalisés en **3 groupes de 4 relevés (ou 3 « bocaux »)** qui peuvent être regroupés sur le terrain (cf. § III.4.5).

En pratique, cela signifie :

- Identifier sur le terrain les trois zones de prélèvement (zone de berge, zone intermédiaire et zone du chenal profond) (cf. Fig.1) ;
- Réaliser un premier groupe de 4 prélèvements dans **la zone de berge**, suivant l'ordre d'habitabilité des substrats (bocal 1) ;
- Réaliser un deuxième groupe de 4 prélèvements dans **la zone du chenal profond**, (bocal 2) ;
- Réaliser un troisième groupe de 4 prélèvements dans **la zone intermédiaire**, (bocal 3).

Les résultats sont exprimés sous la forme de **3 listes faunistiques par échantillon**, soit une liste pour chaque bocal quand la technique d'échantillonnage utilisée pour une zone donnée est homogène. Si la zone intermédiaire a été échantillonnée en associant 2 techniques d'échantillonnage fournir cependant 2 listes faunistiques séparées pour le bocal correspondant.

Ces listes permettront notamment par différentes combinaisons de recalculer par analogie avec le protocole RCS (circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007) :

- une liste « habitats dominants » (B2 + B3)
- une liste « habitats marginaux » (B1)
- une liste « faune globale » (B1 + B2 + B3)

II. Préparation de l'échantillonnage

Le choix, le positionnement et l'identification des stations s'effectue conformément aux règles définies dans la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 (cf. § II.1 à II.4).

III. Protocole de prélèvement sur le terrain

III.1 Appareils de prélèvements

Surber ou filet troubleau : les prélèvements réalisés dans les zones de faible profondeur (≤ 1 m) sont effectués au filet Surber ($1/20$ de m^2 , 0,5 mm de vide de maille) ou au filet troubleau en fonction de l'accessibilité des substrats.

Drague : Les substrats des zones intermédiaires et du chenal profond de type sable à limon peuvent être échantillonnés à l'aide d'une drague cylindro-conique de modèle océanique.

Les substrats grossiers du chenal profond de granulométrie > 2 mm pourront être échantillonnés à l'aide d'une drague triangulaire (Cf. Fig. 2).

Pour certains fonds très grossiers ou des vitesses de courant élevées, la drague devra être lestée.

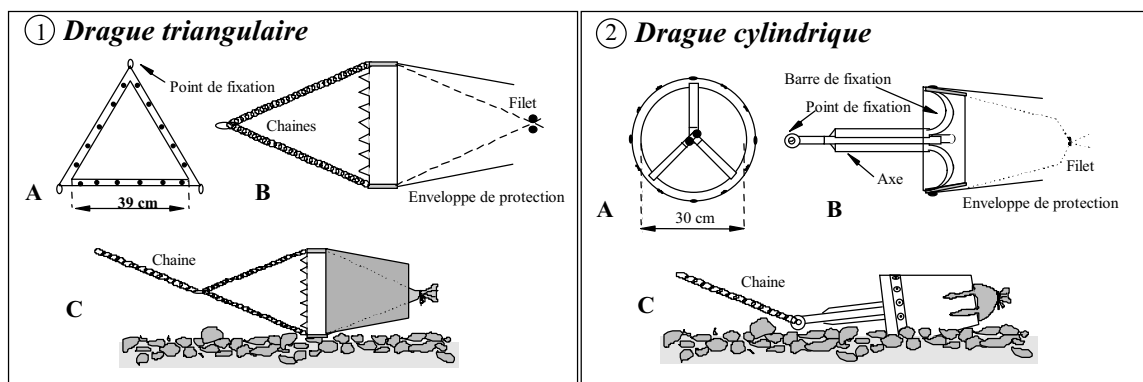


Figure 2 : Appareil de prélèvement : dragues. 1) Drague triangulaire. 2) Drague cylindro-conique. A) Vue de face. B) Vue de côté. C) Vue de la drague en position d'échantillonnage. (D'après Bachmann, 2000¹⁵)

Substrats artificiels : Les substrats artificiels sont constitués de pierres plates, propres, qui seront dans la mesure du possible de même nature que celles présentes dans le cours d'eau (3 d'environ 20 cm de diamètre) associées à de la corde sisal (20 m, avec un diamètre de 5mm), enfermées dans un grillage plastique de 30 x 20 x 5 cm de côté, de maille 2 cm (Cf. Fig. 3).

¹⁵ Bachmann, V., 2000. Dynamique spatio-temporelle d'espèces invasives, particulièrement *Corbicula spp.* et *Dreissena polymorpha* (Mollusca : Bivalvia) en hydrosystème fluvial : évolution des populations et effets de l'artificialisation sur les peuplements macrobenthiques. Thèse, Université de Metz, Metz. 229p

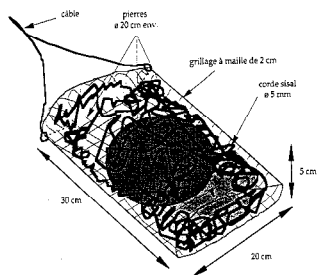


Figure 3 : Appareil de prélèvement : substrat artificiel.

III.2 Définition des modalités d'échantillonnage

III.2.1 Echantillonnage au filet Surber ou filet troubleau

Pour être inclus dans l'échantillonnage **de la zone de berge ou de la zone intermédiaire de profondeur ≤ 1 m**, un substrat doit représenter une surface minimale visible telle que celle indiquée dans le Tableau I.

Tableau I : Surfaces minimales nécessaires pour la prise en compte d'un type de substrat dans le plan d'échantillonnage en fonction de la taille du cours d'eau

Largeur du cours d'eau (en m)	Surface minimale d'un substrat
15 – 25	2,5 à 7,5 m ²
25 – 40	7,5 à 10 m ²
> 40	> 10 m ²

La présence de ce substrat ne doit pas être exceptionnelle ou liée à une singularité morphologique. Un habitat peut être lié à la configuration du lit (zones étroites de bordures), généré par la dynamique fluviale (petits dépôts sableux ou vaseux, accumulations de débris organiques grossiers...), ou par des structures artificielles (e.g. protections de berges localisées). Mais pour être représentatif du cours d'eau, ce type d'habitat doit **se retrouver de manière régulière et répétitive** le long du secteur que la station est supposée représenter.

La surface minimale contiguë, pour inclure un substrat dans l'échantillonnage est de $1/20^{\text{ème}}$ de m² sauf pour les bryophytes pour lesquels plusieurs patches (= taches) de surface totale égale à $1/20^{\text{ème}}$ de m² pourront être échantillonnés.

L'échantillonnage à l'aide d'un filet Surber s'effectue en posant la base du Surber sur le fond du lit de façon à encadrer l'habitat à échantillonner, l'ouverture du filet face au courant. Les techniques d'échantillonnage des différents types de substrat, classés selon un ordre de priorité d'échantillonnage correspondant à une habitabilité décroissante, sont précisées dans le tableau II.

L'échantillonnage au filet troubleau (ou haveneau) s'effectue si possible par traction sur 50 cm ou à défaut par mouvement de va et vient sur une surface équivalente.

Tableau II : Liste des substrats et techniques d'échantillonnage associées (récupération ou agitation du substrat. « d »=durée de l'opération.

Définition du substrat principal	Habitabilité	Récupération du substrat	Agitation du substrat seulement
Bryophytes	11		X frotter, peigner (d > 10 s)
Spermaphytes immergés (<i>hydrophytes</i>)	10	X (1)	
Déchets organiques grossiers (<i>litières</i>)	9	X (volume final compris entre 0,5 et 1 L)	
→ Chevelus racinaires	8		X frotter, peigner (d > 10 s)
→ Substrats ligneux		X pour les dépôts de petites branches (volume final compris entre 0,5 et 1 L)	X pour les grosses branches frotter toute la surface (d > 10 s)
Sédiments minéraux de grande taille (<i>pierres, galets</i>) (25 à 250 mm)	7	X la couche sous les pierres jusqu'à un maximum de 5 cm de profondeur	X frotter toute la surface des pierres les plus volumineuses et s'assurer visuellement qu'il n'y a plus d'organismes accrochés
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	6	X la couche sous les blocs	X frotter toute la surface des blocs s'assurer visuellement qu'il n'y a plus d'organismes accrochés
Granulats grossiers (<i>gravier</i>) (2 à 25 mm).	5	X jusqu'à un maximum de 5 cm de profondeur	
Spermaphytes émergents de strate basse (<i>hélophytes</i>) (4)	4		X frotter la base immergée des spermaphytes (d > 10 s)
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins	3	X (volume final compris entre 0,5 et 1 L)	
→ Sables	2	X (volume final compris entre 0,5 et 1 L)	
→ Limons (< 2mm)		X jusqu'à un maximum de 5 cm de profondeur, même si le limon n'est pas retenu par le filet par la suite	
Algues et substrat sous-jacent	1	X	
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (<i>roches, dalles, marnes et argiles compactes</i>) et blocs non inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (2)	0		X frotter toute la surface, (d > 10 s)

(1) pour les végétaux adhérents à un autre substrat (sans partie flottante) : récolter ou agiter ce second substrat selon la nature de celui-ci (à voir dans le même tableau)

(2) Pour les blocs non inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille, par exemple blocs sur argile, sable, dalle ... = il est souhaitable dans ce cas de noter en « substrat secondaire » le substrat présent sous le bloc.

III.2.2 Echantillonnage à la drague

L'échantillonnage s'effectue à partir d'une embarcation. La drague est remorquée face au courant sur une distance suffisante pour récolter au moins un litre de sédiment meuble ($< 2\text{mm}$) et jusqu'à 5 litres de sédiment grossier ($\geq 2\text{mm}$) (quelques dizaines de mètres sont habituellement nécessaires).

Les sédiments recueillis sont déversés dans une cuvette et le filet de la drague est soigneusement lavé en veillant à récupérer tous les invertébrés accrochés au filet.

Afin de réduire le volume du prélèvement à fixer, les éléments les plus grossiers (e.g. sédiments minéraux de grande taille) seront brossés sur le terrain pour recueillir la faune et laissés dans le milieu naturel.

III.2.3 Echantillonnage au substrat artificiel

Les substrats artificiels sont répartis sur les deux rives du cours d'eau dans des habitats présentant des caractéristiques différentes (de vitesse, de nature des fonds, de profondeur) en respectant les conditions d'utilisation décrites dans le paragraphe III.4.3.

Ils sont disposés dans la zone intermédiaire dans plus de un mètre d'eau. Ils reposent sur le fond, au bout d'un câble relié à la rive en veillant à ce qu'il n'y ait pas de risque d'exondation.

On évitera de les poser dans des secteurs à trop forte sédimentation de façon à éviter un colmatage trop rapide par du sédiment fin.

Les substrats posés dans des zones à courant rapide doivent être lestés pour éviter qu'ils ne se retrouvent suspendus en pleine eau.

Ils sont immergés pendant une période de 3 à 6 semaines durée qui correspond à une colonisation optimale du substrat artificiel.

Pour le retrait, le substrat est d'abord rapproché en douceur de la rive, jusqu'à la surface de l'eau, puis sorti à l'aide d'un filet troubleau (ou filet haveneau) qui est glissé sous le substrat artificiel avant son émergence afin de limiter les pertes d'organismes qui peuvent se produire par lessivage lors du retrait de l'eau.

Si les substrats artificiels ne peuvent être lavés et analysés dans les 24h après prélèvement, ils devront être fixés sur le terrain.

III.3 Définition des classes de vitesses

Les classes de vitesses sont estimées à partir de la vitesse de surface exprimée en $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

Tableau III – Définition des classes de vitesses.

CLASSE VITESSE (cm/s)	CODE SANDRE	VITESSE
$v < 5$	N1	Nulle
$25 > v \geq 5$	N3	Lente
$75 > v \geq 25$	N5	Moyenne
$v \geq 75$	N6	Rapide

III.4 Conduite de l'échantillonnage

L'échantillonnage doit être précédé d'un repérage des trois zones à prospecter qui doit systématiquement être réalisé sur les 2 rives de la station.

Les prélèvements sont réalisés en trois phases dont l'ordre reste au choix du préleveur :

- Phase 1 – échantillonnage de **la zone de berge**, suivant l'ordre d'habitabilité des substrats (bocal 1) ;
- Phase 2 - échantillonnage de **la zone du chenal profond**, (bocal 2) ;
- Phase 3 – échantillonnage de **la zone intermédiaire**, (bocal 3).

III.4.1 Echantillonnage de la zone de berge

Dans la zone de berge, **4 prélèvements unitaires** sont réalisés, par filet Surber ou filet troubleau, avec priorité à l'habitabilité du substrat selon l'ordre préconisé dans le tableau II.

Les différents substrats représentatifs de la zone de berge sont identifiés, et leurs présences sont notées dans la colonne « berge » de la feuille d'échantillonnage par des croix (X).

Relever systématiquement la classe de vitesse et la classe de hauteur d'eau (cf. § III.4.6) pour chaque prélèvement.

Si plus de 4 substrats de berge ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau II sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.

Si 3 substrats de berge seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat de berge présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse (par rapport au premier prélèvement réalisé sur ce substrat).

Si 2 substrats de berge seulement ont été identifiés, les 2 prélèvements restants sont effectués sur ces deux substrats, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse.

Si un seul substrat de berge a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat, en faisant varier si possible les classes de vitesses.

III.4.2 Echantillonnage de la zone du chenal profond.

Le chenal profond est prospecté par dragage du fond à partir d'une embarcation en cherchant à obtenir une image représentative des habitats profonds présents.

Il est pratiqué un nombre suffisant de dragages répartis sur plusieurs transects perpendiculaires aux rives. Parmi eux 4 sont conservés, ils doivent être représentatifs du chenal en termes de diversité de substrats.

Les différents types de substrats échantillonnés dans la zone du chenal profond seront identifiés, et leurs présences sont notées dans la colonne « chenal profond » de la feuille d'échantillonnage par des croix (X).

En cas de mélange de différents types de substrats dans un même dragage, le substrat dominant est noté sur la feuille d'échantillonnage.

La classe de vitesse et la classe de hauteur d'eau (cf. § III.4.6) pour chaque prélèvement sont relevées systématiquement.

III.4.3 Echantillonnage de la zone intermédiaire.

Les techniques d'échantillonnage sont à adapter à la nature et à l'accessibilité des substrats présents.

Relever systématiquement la classe de vitesse et la classe de hauteur d'eau (cf. § III.4.6) pour chaque prélèvement.

En cas de mélange de différents types de substrats dans un même dragage, le substrat dominant est noté sur la feuille d'échantillonnage.

(i) Si tous les types de substrat de la zone intermédiaire sont accessibles à pied (profondeur ≤ 1 m) et visibles ou sondables : 4 prélèvements unitaires au filet Surber sont à réaliser avec priorité à l'habitabilité des supports selon l'ordre du tableau II.

- Si au moins 4 types de substrat ont été identifiés, seuls les 4 premiers dans l'ordre du tableau II sont échantillonnés. Chaque substrat est échantillonné dans la classe de vitesse la plus représentée pour ce substrat.
- Si 3 types de substrat seulement ont été identifiés, le 4^{ème} prélèvement est effectué sur le substrat présentant la plus grande superficie, en faisant varier, si possible, la classe de vitesse (par rapport au premier prélèvement réalisé sur ce substrat) par ordre de représentativité.
- Si 2 types de substrat seulement ont été identifiés, 2 prélèvements sont effectués sur chaque substrat, en faisant varier, si possible, les classes de vitesse par ordre de représentativité.
- Si un seul type de substrat a été identifié, les 4 prélèvements sont effectués sur ce même substrat en faisant varier, si possible, les classes de vitesses par ordre de représentativité.

(ii) Si une partie seulement des types de substrat de la zone intermédiaire est accessible, associer 2 prélèvements au filet Surber (ou filet troubleau) dans la zone accessible à pied à 2 prélèvements dans la zone profonde (> 1 m) réalisés avec une technique d'échantillonnage à adapter en fonction de la nature du substrat.

- Dans la zone accessible à pied, réaliser 2 prélèvements au filet Surber ou au filet troubleau avec priorité à l'habitabilité des supports selon l'ordre du tableau II. Si un seul type de substrat est identifié, faire 2 prélèvements sur ce type de substrat en faisant varier, si possible, la classe de vitesse par ordre de représentativité.
- Dans la zone non accessible à pied, en fonction de la nature du substrat dominant :
 - o si le type de substrat dominant est du sédiment fin [< 2 mm, vase (S11) ou sable et limon (S25)], réaliser au moins 2 dragages. Parmi ces dragages, conserver les 2 dragages les plus représentatifs (en termes de structure granulométrique et de volume d'échantillonnage, cf. Tableau II) des habitats prospectés.
 - o si le type de substrat dominant n'est pas du sédiment fin (< 2 mm), en fonction de l'importance des risques de perte, poser un nombre suffisant de substrats artificiels pour permettre la récupération d'au moins 2 substrats artificiels. Parmi les substrats artificiels récupérés après colonisation, en conserver 2 qui présentent manifestement une bonne efficacité pour la capture de la faune.

(iii) Si tous les types de substrat de la zone intermédiaire ne sont pas accessibles, en fonction de la nature des types de substrat présents :

- o si le type de substrat dominant est uniquement du sédiment fin [< 2 mm, vase (S11) ou sable et limon (S25)], réaliser au moins 4 dragages. Parmi ces dragages, conserver les 4 dragages les plus représentatifs (en termes de structure granulométrique et de volume d'échantillonnage, cf. Tableau II) des habitats prospectés.

- si le type de substrat dominant n'est pas du sédiment fin (< 2mm), en fonction de l'importance des risques de perte, poser un nombre suffisant de substrats artificiels pour permettre la récupération d'au moins 4 substrats artificiels. Parmi les substrats artificiels récupérés après colonisation en conserver 4 qui présentent manifestement une bonne efficacité pour la capture de la faune.
- si la zone intermédiaire est constituée d'un mélange de sédiment fin et d'autres types de substrats, associer la pose d'au moins 2 substrats artificiels avec la réalisation d'au moins 2 dragages avec les mêmes critères de sélection que ci-dessus.

(iv) Si les rives sont verticales ou à très forte pente ne permettant pas la pose de substrat artificiel, on considèrera la zone intermédiaire comme absente. 4 dragages supplémentaires seront réalisés dans la zone du chenal profond.

Dans tous les cas où un échantillonnage par substrat artificiel est réalisé, si le nombre minimum requis de substrats artificiels colonisés ne peut être atteint, afin de maintenir l'effort d'échantillonnage constant, **il est indispensable de remplacer les substrats artificiels manquants par le même nombre de prélèvements** effectués dans la zone intermédiaire, soit par dragage soit par prélèvement au filet Surber (ou au filet troubleau) en fonction de la nature du fond, de l'accessibilité des substrats et des possibilités techniques. **A défaut l'échantillon incomplet ne permettra pas le calcul de l'indice I2M2.**

III.4.5 Regroupement des prélèvements.

Dans l'optique d'optimiser les temps de tri il est possible de regrouper sur le terrain les différents prélèvements d'une même zone, réalisés avec la même technique d'échantillonnage (i.e. prélèvements qui appartiendront au même bocal). Le choix du regroupement est laissé à l'opérateur selon son expérience (le mélange de prélèvements de nature très différente ne favorisant pas forcément une réduction du temps de tri). En cas de regroupement il est toutefois indispensable d'étiqueter soigneusement le récipient en notant le nombre et le numéro des prélèvements qui ont été regroupés et de bien indiquer à quelle zone cela correspond.

Il n'est pas possible de regrouper les prélèvements de deux zones différentes.

Dans la zone intermédiaire, si deux techniques d'échantillonnage différentes ont été utilisées, ne regrouper que les prélèvements effectués avec la même technique.

III.4.6 Renseignement de la feuille d'échantillonnage

Informations obligatoires à reporter dans le tableau correspondant de la « fiche envoi CEMAGREF » (annexe I).

- au niveau stationnel : la présence des différents types de substrats identifiés dans chacune des 3 zones
- pour chacun des 12 prélèvements :
 - le code du substrat (pour les substrats artificiels indiquer le code du substrat sur lequel le dispositif a été posé ; si le substrat n'est pas connu le noter comme non déterminé (code sandre « non déterminé » = S31)
 - la classe de vitesse (cf. Tab III)
 - la classe de hauteur d'eau (cf. Tab IV)

Tableau IV – Définition des classes de hauteur d'eau.

CLASSE DE HAUTEUR D'EAU	CODE SANDRE	HAUTEUR D'EAU en m
1	M6	<= 1m
2	M4	> 1-2m
3	M7	> 2-4m
4	M8	> 4-8m
5	M9	> 8-16m
6	M10	> 16m

- la technique d'échantillonnage
- le numéro du bocal

III.4.7 Traitement et fixation des échantillons sur le terrain

A réaliser selon les modalités décrites dans le paragraphe III.3.6. de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

IV. Traitement des échantillons au laboratoire

IV.1 Limites de détermination taxonomique

Les limites retenues sont les mêmes que celles décrites dans le paragraphe IV.1 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

La liste des niveaux taxonomiques requis est fournie dans le tableau V.

L'ouvrage de base pour la détermination est le guide « Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie" (Tachet *et al.*, 2006). Cet ouvrage a été complété par la note additive à l'ouvrage « Introduction à l'étude des macroinvertébrés d'eau douce » (Tachet *et al.*, 2006) ⁽¹⁶⁾ pour les taxons nouveaux ou invasifs.

La détermination se fait au niveau requis, sauf pour les individus trop abîmés ou correspondant aux premiers stades larvaires, qui seront identifiés à la famille.

La liste finie des taxons à référencer avec leur niveau d'identification correspond à l'Annexe III de la circulaire 2007/22 du 11 avril 2007, complétée par les taxons listés dans le tableau VI.

¹⁶ Tachet H., Bournaud M. & P. Richoux. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Systématique élémentaire et aperçu écologique. Supplément de mise à jour 2006. Ce fascicule peut être commandé à l'Association Française de Limnologie.

Tableau V : Niveaux d'identification requis pour les différents groupes taxonomiques.

Taxons	Niveau systématique
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera (sauf Limnephilidae)	Genre
<i>Trichoptera Limnephilidae</i>	Sous-Famille
Coleoptera (sauf Dytiscidae, Hydrophilidae et Curculionidae)	Genre
<i>Coleoptera (Dytiscidae, Hydrophilidae)</i>	Sous-Famille
<i>Coleoptera Curculionidae</i>	Famille
Megaloptera	Genre
Heteroptera (sauf Corixinae)	Famille
<i>Heteroptera Corixinae</i>	Sous-Famille
Planipennia	Genre
Odonata (sauf Coenagrionidae)	Genre
<i>Odonata Coenagrionidae</i>	Famille
Lepidoptera	Famille
Hymenoptera	Genre
Diptera	Famille
(Hydr)acarina	PRESENCE
Crustacea (sauf Asellidae)	Genre
<i>Crustacea Asellidae</i>	Famille
Bivalvia	Genre
Gastropoda (sauf Planorbidae)	Genre
<i>Gastropoda Planorbidae</i>	Famille
Hirudinea et Branchiobdellida	Famille
Oligochaeta	Classe
Bryozoa	PRESENCE
Nemathelminthes	PRESENCE
Gordiacea	PRESENCE
Nematoda	PRESENCE
Turbellaria	Famille
Hydrozoa	PRESENCE
Porifera	PRESENCE
Nemertea	PRESENCE
Branchiopodes	PRESENCE

Tableau VI : Taxons à ajouter dans la liste finie des taxons à référencer

(Attention : cette liste n'est pas la liste qui figure dans la proposition d'origine : cette liste tient compte des propositions du § 2.2.5 de ce rapport).

« Groupe »	Familles	Genres
Crustacea	Gammaridae	<i>Gmelinoides*</i>
	Pontogammaridae	<i>Dikerogammarus</i>
	/	<i>Obesogammarus*</i>
	/	<i>Pontogammarus*</i>
	Janiridae	<i>Jaera</i>
	Mysidae	<i>Paramysis*</i>
	Talitridae	<i>Orchestia</i>
	Parastacidae	<i>Cherax*</i>
	Panopeidae	<i>Rhithropanopeus*</i>
Bivalvia	Cardiidae	<i>Hypanis*</i>
	Dreissenidae	<i>Mytilopsis*</i>
	Mytilidae	<i>Limnoperna*</i>
	Sphaeridae	<i>Musculium</i>

Gastropoda	Emmericiidae	<i>Emmericia</i>
	Hydrobiidae	<i>Pseudamnicola</i>
	/	<i>Marstoniopsis</i>
	Physidae	<i>Physella</i>
	Planorbidae	<i>Helisoma</i> *
	Thiaridae	<i>Melanoides</i> *
Polychaeta	Ampharetidae	<i>Hypania</i>

[Les genres suivis d'un astérisque (*) sont des genres invasifs dont au moins une espèce est susceptible d'être introduite dans un proche avenir dans les eaux continentales françaises (cf. MEDOC, BOLLACHE & BEISEL (2008) et le site « invabio » à l'adresse www.invabio.univ-metz.fr]

IV.2 – Tri et Quantification des prélèvements.

Le **protocole de tri s'applique à chaque « bocal »** regroupant les 4 prélèvements effectués au cours de chacune des trois phases de terrain. Les prélèvements de chaque bocal peuvent être ramenés au laboratoire dans un ou plusieurs récipients selon les cas (cf. § III.3.4).

Le but est d'obtenir pour **chaque bocal une liste faunistique quantifiée**, avec des abondances par taxon, selon le niveau taxonomique requis (tableau V).

IV.2.1 – Estimation de l'abondance

L'estimation de l'abondance des taxons s'effectue selon les mêmes critères que ceux décrits dans le paragraphe IV.2.1 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

IV.2.2 – Tri et quantification

Le tri et la quantification des taxons s'effectuent selon les mêmes critères que ceux décrits dans le paragraphe IV.2.2 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

IV.2.3 – Identification et dénombrement

L'identification et le dénombrement s'effectuent selon les mêmes critères que ceux décrits dans le paragraphe IV.2.3 de la circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007.

○ ○ ○ ○ ○
- - - - -



Programme scientifique :
(soutenu par le MEEDDEM)

**"Invertébrés benthiques : métriques biologiques,
conditions de référence, méthodes de
bioindication, système-expert"**

Rapport d'activité - année 2

Rédaction : Cédric Mondy & Philippe Usseglio-Polatera

Février 2010

Remerciements :

Nous remercions à nouveau très chaleureusement tous les hydrobiologistes des Directions Régionales de l'Environnement (DIREN) et des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) qui ont efficacement contribué à la collecte et au dépouillement des données faunistiques sur les peuplements macrobenthiques des sites du réseau de référence et du réseau de contrôle de surveillance (RCS). Cette étude qui vise à optimiser les méthodes de diagnostic écologique des cours d'eaux basées sur le compartiment « invertébrés benthiques » ne pourrait se réaliser sans leurs précieux concours et incontournable collaboration.

Nous remercions également très vivement Virginie Archambault du CEMAGREF (Groupement de Lyon, Unité de Recherches Biologie des Ecosystèmes Aquatiques) et tous les membres des groupes de travail AFNOR ayant activement participé à l'écriture des normes expérimentales XP T90-333 et XP T90-388, avec lesquels des discussions animées, stimulantes et fructueuses ont permis de progresser dans l'amélioration et la mise en conformité européenne des protocoles d'échantillonnage et de traitement des échantillons d'invertébrés macrobenthiques dans les eaux courantes.

Nous remercions également cordialement Christelle Rioury et Isabelle Vial (MEEDDEM) qui ont activement participé à la phase d'élaboration et de mise en route de la convention entre le MEEDDEM et l'Université Paul Verlaine - Metz, et ont suivi les différentes étapes de la mise au point des protocoles d'échantillonnage.

Nous remercions enfin Nicolas Mengin (CEMAGREF de Lyon) pour son travail de bancarisation et de restitution des données produites par les DIREN sur les sites du réseau de référence et du réseau RCS. Les dernières données disponibles sur le réseau RCS nous ont été fournies en juillet 2009. Sa disponibilité et sa bonne connaissance de la base de données, nous ont permis de résoudre un certain nombre de problèmes liés aux données brutes.

Sommaire :

Listes des Figures	p. 9
Listes des Tableaux	p. 13
I - <u>Introduction</u>	p. 17
II - <u>Objectifs de la seconde année d'étude</u>	p. 17
1 - <u>Proposer de nouvelles métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE et possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations.</u>	p. 17
2 - <u>Décrire l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale</u>	p. 19
3 - <u>Avec quelles données ?</u>	p. 21
III - <u>Résultats de la seconde année d'étude</u>	p. 24
1 - <u>Allocation de chaque relevé à une classe de qualité chimique</u>	p. 24
1.1 - <u>Caractérisation physico-chimique de la qualité de l'eau</u>	p. 24
1.2 - <u>Calcul d'un indice de pression chimique</u>	p. 26
1.3 - <u>Regroupement des paramètres physico-chimiques par type de perturbation</u>	p. 27
1.4 - <u>Distribution spatiale des classes de qualités par type de cours d'eau pour chacune des catégories de pression</u>	p. 27
1.4.1 - <u>Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations du Réseau de Contrôle et de Surveillance</u>	p. 27
1.4.2 - <u>Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations du Réseau de Référence</u>	p. 30

2 - <u>Caractérisation biologique des relevés</u>	p. 32
2.1 - <u>Métriques utilisées</u>	p. 33
2.2 - <u>Métriques de caractérisation biologique et conditions de référence</u>	p. 38
2.2.1 - <u>Les conditions de référence sont-elles différentes au sein d'une HER en fonction de la taille du cours d'eau ?</u>	p. 40
2.2.2 - <u>Les conditions de référence sont-elles différentes d'une HER à l'autre, pour une même taille du cours d'eau ?</u>	p. 43
2.2.3 - <u>Les métriques présentent-elles des variations saisonnières ou inter-annuelles significatives au sein d'une combinaison « HER x taille de cours d'eau » donnée ?</u>	p. 44
2.2.3.1 - <u>Variabilité régionale de la sensibilité des communautés d'invertébrés aux variations temporelles</u>	p. 48
2.2.3.2 - <u>Variabilité longitudinale de la sensibilité des communautés d'invertébrés aux variations temporelles</u>	p. 51
2.2.3.3 - <u>Indications pour la sélection de métriques utilisées pour définir l'état de référence</u>	p. 53
2.2.4 - <u>Les métriques testées sont-elles capables d'identifier un état perturbé ?</u>	p. 55
2.2.4.1. - <u>Première approche</u>	p. 55
2.2.4.1.1. - <u>Procédure statistique</u>	p. 55
2.2.4.1.2. - <u>Résultats</u>	p. 56
2.2.4.1.2.1. - <u>Métriques indicatrices d'un état perturbé</u>	p. 57
2.2.4.1.2.2. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination organique</u>	p. 57
2.2.4.1.2.3. - <u>Métriques indicatrices d'une acidification</u>	p. 58
2.2.4.1.2.4. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination par les HAP</u>	p. 59
2.2.4.1.2.5. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination par les micropolluants</u>	p. 60
2.2.4.2. - <u>Seconde approche</u>	p. 61

2.2.4.2.1. - <u>Procédure statistique</u>	p. 61
2.2.4.2.2. - <u>Résultats</u>	p. 69
2.2.4.2.2.1. - <u>Métriques indicatrices d'un état perturbé</u>	p. 69
2.2.4.2.2.2. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination organique</u>	p. 69
2.2.4.2.2.3. - <u>Métriques indicatrices d'une acidification</u>	p. 71
2.2.4.2.2.4. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination par les HAP</u>	p. 73
2.2.4.2.2.5. - <u>Métriques indicatrices d'une contamination par les micropolluants</u>	p. 73
2.2.4.3. - <u>Conclusion</u>	p. 73
3 - <u>Caractérisation des taxons : vers une liste faunistique de référence théorique</u>	p. 78
3.1. - <u>Calculer la probabilité de présence d'un taxon à partir de ses profils d'affinité (approche « traits écologiques ») pour un certain nombre de variables environnementales non anthropisables</u>	p. 78
3.2. - <u>Modéliser la présence d'un taxon en condition de référence sur la base de leur distribution compte tenu de différentes variables environnementales par la méthode des arbres d'inférence conditionnelle</u>	p. 79
3.3. - <u>Une perspective : calculer un écart entre liste faunistique de référence (= potentielle) et liste faunistique observée</u>	p. 83
IV - <u>Bilan / Perspectives</u>	p. 85
<u>Références bibliographiques</u>	p. 87

Liste des figures :

Figure 1 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des sites du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points représentent les sites du réseau RCS ; le code couleur correspond à qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

Figure 2 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations de référence par défaut (rpd) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points correspondent aux sites de référence par défaut ; le code couleur correspond à qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

Figure 3 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations considérées comme « références vraies » (R) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points correspondent aux « sites de référence » ; le code couleur correspond à qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

Figure 4 : Synthèse des tests d'ANOVA2 - Représentation de la différence à la moyenne (représentée par la valeur du « Standardized Effect Size » en ordonnée) de la sensibilité à chacun des types de variations temporelles des communautés pour chaque type de cours d'eau. Les lignes pointillées rouges représentent le seuil de significativité au risque $\alpha = 0,05$. Les valeurs de SES significatives sont représentées en noir, celles non significatives en gris

Figure 5 : Synthèse des tests d'ANOVA2 - Distribution des valeurs de sensibilité des communautés des HER 1, 2, 3 et 5 en fonction de la taille du cours d'eau où elles ont été échantillonnées. Les limites inférieures et supérieures de chaque boîte représentent respectivement le premier et le troisième quartile de la distribution. La ligne noire représente la médiane et les longueurs des moustaches correspondent à 1,5 fois l'interquartile dans la boîte.

Figure 6 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.1.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs globaux de perturbation » : fréquences relatives d'utilisation des modalités « absorbeur », (trait « Mode d'alimentation »), « épirthron » (trait « Distribution longitudinale ») et fréquence relative du Groupe écologique « B2 » (en %S).

Figure 7 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.1.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur

l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une acidification : fréquence relative d'utilisation des modalités « pH \geq 5-5,5 », et « pH \geq 6 », (trait « Sensibilité aux faibles valeurs de pH »).

Figure 8 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.1.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination organique : « EPT » (%S), « DIPTERA_Good_G » et indice de recouvrement de niche pour le trait « Mode d'alimentation ».

Figure 9 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.1.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination aux HAP : fréquence relative du Groupe biologique « b2 » (en %S) et du Groupe écologique « F1 » (en %S).

Figure 10 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.1.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination métallique : fréquence relative du Groupe biologique « h » (en %Q) et du Groupe écologique « D2 » (en %S).

Figure 11 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Dinocras* (Plecoptera, Perlidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_loc200m = surface relative occupée par de l'agriculture intensive dans un rayon de 200m autour du site, vign_bv = surface relative du bassin occupée par de l'agriculture viticole, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels.

Figure 12 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Protonemura* (Plecoptera, Nemouridae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. . agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, artif_bv :

surface relative du bassin artificialisée, HER2 = HER de niveau 2, n = nombre de relevés stationnels.

Figure 13 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Rhithrogena* (Ephemeroptera, Heptageniidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, HER2 = HER de niveau 2, n = nombre de relevés stationnels.

Figure 14 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Tinodes* (Trichoptera, Psychomyiidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriF_bv = surface relative du bassin versant occupée par de la sylviculture, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels

Figure 15 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Caenis* (Ephemeroptera, Caenidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, artif_bv : surface relative du bassin versant qui est artificialisée, vign_bv: surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture viticole, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels.

Figure 16 : Probabilité de présence stationnelle de la famille des Asellidae (Crustacea, Isopoda) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, artif_bv : surface relative du bassin versant qui est artificialisée, vign_bv: surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture viticole, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels.

Liste des tableaux :

Tableau I : Nombre de relevés renseignés (colonnes 3 et 7) et taux d'information disponible (colonnes 4 et 8) pour les différents paramètres physico-chimiques (colonnes 2 et 6) mesurés au sein de la base de données « Chimie » utilisée, dans la matrice « Eau » (colonnes 1-4) et « Sédiments » (colonnes 5-8).

Tableau II : Liste des 56 paramètres utilisés pour caractériser la qualité physico-chimique de l'eau (est indiqué entre parenthèses le pourcentage des 13271 relevés pour lesquels le paramètre a été mesuré, puis le pourcentage de relevés pour lesquels la mesure du paramètre a été considérée comme valide)

Tableau III : Nombre de listes faunistiques disponibles par [HER x taille de cours d'eau] dans les 5 classes de qualité correspondant à 4 types de perturbation. Le détail n'est pas fourni pour les sites de référence. NA = « non renseigné » TP = « très petits », P = « petits », M = « moyens », G = « grands » et TG = « très grands » cours d'eaux.

Tableau IV : Liste des 347 métriques taxonomiques et fonctionnelles candidates à l'indice I2M2 testées. S = nombre de taxons, Q = nombre d'individus, (%) = fréquence relative, ove. = overlap, spe. = specialization.

Tableau V : Répartition des relevés correspondant à des stations de référence (R + rpd) par type (= classe de taille) de cours d'eau (TP = très petit. P = Petit ; M = Moyen ; G = Grand ; TG = Très Grand), au sein de chaque HER (N° 1 à 22).

Tableau VI : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les HER 1, 4, 11, 14, 17, 19 et 20). Nombre de métriques, parmi les 347 testées, montrant une hétérogénéité de distribution significative ($p < 0.05$) parmi les différents types (= tailles) de cours d'eaux testés (cf. Tableau V), pour 3 valeurs différentes de risque d'erreur α .

Tableau VII : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les HER 1, 4, 11, 14, 17, 19 et 20). Classement des métriques en fonction du nombre de différences « inter-tailles » de cours d'eau significatives ($p < 0.05$) observées sur les 20 HER (cf. Tableau V pour les nombres de listes testées par classe de taille). Pour une métrique donnée, « Nb HER » est le nombre d'HER présentant une hétérogénéité de distribution significative des valeurs de cette métrique au sein des différentes « tailles » de cours d'eau.

Tableau VIIbis : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les TG cours d'eau). Nombre de HER prises en compte pour chaque Classe de taille, Nombre moyen de relevés disponibles pour chaque combinaison HER x Taille et Nombre de métriques, parmi les 347 testées, montrant une hétérogénéité de distribution significative ($p < 0,05$) parmi les différentes HER testées.

Tableau VIII : Répartition des relevés correspondant à des stations de référence (R + rpd) par période d'échantillonnage (= combinaison Année x Saison) au sein de chacun des type de cours d'eau retenus (TP = très petit. P = Petit). Les relevés indiqués dans les cellules grisées ne sont pas pris en compte dans l'analyse.

Tableau IX : Synthèse des résultats des tests d'ANOVA2. Proportion de métriques significatives ($p < 0.05$) pour chaque effet temporel (Année, Saison, Année x Saison) et pour une effet temporel global, observée sur chacun des 17 types de cours d'eau.

Tableau IXbis : Synthèse des résultats des tests d'ANOVA2. Liste des métriques ne montrant aucune sensibilité ou une sensibilité très faible aux variations temporelles.

Tableau X : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs globaux de dégradation. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

Tableau XI : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination organique. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

Tableau XII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une acidification. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

Tableau XIII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination par les HAP. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

Tableau XIV : Métriques ayant capacité à indiquer une contamination par les micropolluants minéraux, quel que soit le niveau de dégradation (i.e. classes « état moyen » ou « état médiocre »). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

Tableau XV : Distributions des 932 événements d'échantillonnage benthiques potentiellement utilisables comme descriptifs d'une situation de référence, au sein des différentes combinaisons « HER-1 x taille de cours d'eau » TP = très petit, P = petit, M = moyen, G = grand et TG = très grand. Les HER, en lignes, sont numérotées de 1 à 22.

Tableau XVI : Distribution des 39 combinaisons « HER-1 x taille de cours d'eau » satisfaisant aux nombres minima de listes disponibles pour être pris en compte dans la sélection des métriques candidates. TP = très petit, P = petit, M = moyen, G = grand et TG = très grand. Les HER, en lignes, sont numérotées de 1 à 22

Tableau XVII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs globaux de dégradation (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

Tableau XVIII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une acidification (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

Tableau XIX : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination organique (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

Tableau XX : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination (a) aux HAP ou (b) par des micropolluants minéraux (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. . NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

I - Introduction

Un des objectifs de notre Laboratoire, au travers de cette étude effectuée en collaboration avec le CEMAGREF (groupement de Lyon) est (i) de permettre la mise en conformité de la méthode nationale de bioévaluation des cours d'eau, via la faune benthique invertébrée, aux exigences de la DCE, (ii) de transformer l'IBGN actuel, « indicateur d'état », en un véritable « outil de diagnostic écologique » et (iii) de faciliter l'intercalibration des méthodes européennes d'évaluation de l'état écologique (et les comparaisons internationales des résultats de bioévaluation) en recherchant une meilleure cohérence du protocole national normalisé avec les stratégies d'évaluation de nos partenaires européens.

II - Objectifs de la seconde année d'étude

1 - Proposer de nouvelles métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE et possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations.

Les métriques utilisées par l'IBGN (principalement le Groupe Faunistique Indicateur et la Classe de Variété Taxonomique) sont robustes, mais véhiculent une information relativement pauvre, et ne remplissent pas les exigences DCE. Ces métriques ont également un faible pouvoir de description fonctionnelle de l'écosystème et une faible capacité à diagnostiquer les causes d'une altération. Il convient donc de rechercher de nouvelles métriques, taxonomiques ou fonctionnelles (e.g. basées sur les traits bio/écologiques des taxons), à pouvoir descriptif et capacité de diagnostic plus importants, en tenant compte des exigences de la DCE.

La DCE demande de comparer les assemblages faunistiques des sites (= « points de prélèvement ») échantillonnés à des peuplements benthiques de référence, non seulement en termes d'indices, mais également en termes de composition qualitative et quantitative. Une méthode prometteuse pour la définition de communautés de référence consiste en une modélisation statistique de communautés benthiques de référence, à partir des peuplements effectivement échantillonnés sur des sites exempts de perturbation anthropique, compte tenu des caractéristiques abiotiques (non anthropisables) de ces sites. Un premier modèle de ce type a été développé par le LIEBE dans le strict cadre du protocole IBGN actuel. Il repose sur la prise en compte de l'affinité des invertébrés benthiques pour un ensemble de caractéristiques de l'habitat à différentes échelles spatiales de description (écorégion, bassin versant, station hydrobiologique, mésohabitat), a été calibré sur la base des données recueillies par le LIEBE auprès des DIREN pour le programme Inter-bassins correspondant

(2000-2002), et a été intégré à la version 1.0 du "système expert IBGN" (USSEGLIO-POLATERA & BEISEL 2002 , USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2002).

Par ailleurs, l'évolution actuelle des méthodes européenne de bioévaluation tend à intégrer dans les outils multi-métriques de description du statut écologique des masses d'eau, à la fois des métriques taxonomiques (e.g. métriques de richesse, de composition, de tolérance) et des métriques fonctionnelles (e.g. métriques de stabilité, de structure trophique, de degré d'impact anthropique). Les premières listes faunistiques issues de l'application, au cours de l'année 2007, du protocole RCS sur des sites de qualité écologique variable ont été bancarisées, puis mises à notre disposition par le CEMAGREF (groupement de Lyon) le 10 juillet 2009. Notre objectif a donc été, sur la base des données actuellement disponibles et valorisables sur le réseau de référence et le réseau RCS, de déterminer :

- (i) - quelles sont les métriques les plus aptes (e.g. faible variabilité intra-type, nette discontinuité inter-types) à caractériser l'état de référence biologique pour un type (i.e. HER x taille) de cours d'eau donné,
- (ii) - quelles sont les métriques les plus aptes à différencier une situation de référence d'une situation perturbée, pour des perturbations de différentes natures (e.g. pollution toxique, contamination organique, acidification), de différentes intensités, et pour des cours d'eau de différents types,
- (iii) - quelles sont les métriques qui assurent le meilleur compromis entre (1) clarté (= stabilité) et objectivité (= minimisation du biais) de la description de l'état de référence biologique, (2) efficacité de l'évaluation du statut écologique d'une masse d'eau donnée, et (3) qualité de l'information restituée en termes de nature (et d'intensité) de la contrainte anthropique identifiée.

Une réflexion devra être également menée pour préparer l'extension des modèles de reconstitution des conditions de référence biologiques aux grands cours d'eau et à tous les types de cours d'eaux pour lesquels il n'y a pas de sites de référence, en utilisant au besoin des données historiques ou des données plus fragmentaires. Une démarche opérationnelle sera proposée et illustrée.

Devraient donc être attendues :

- (i) - une première sélection de métriques aptes à définir l'état de référence biologique pour différents types de masses d'eau.
- (ii) - une première sélection de métriques aptes à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour différents types de masses d'eau.
- (iii) - une première sélection des métriques qui, sur la base des données actuellement disponibles, paraissent les plus aptes à intégrer un indice multi-métrique de bioévaluation des cours d'eaux peu profonds (i.e. relevant du protocole d'échantillonnage RCS décrit dans la norme expérimentale XP T90-

333, septembre 2009) compte tenu du type de cours d'eau et de la perturbation à décrire.

(iv) - et si possible, d'éventuelles propositions quant à la démarche à suivre pour identifier les conditions de référence biologiques, pour les grands cours d'eaux et les types de cours d'eaux sans sites de référence identifiés.

2 - Décrire l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale

L'objectif est de définir la faune benthique de référence et les "conditions de référence" biologiques pour les différents types de masses d'eau qui ont été préalablement définis.

Il s'agit de décrire précisément l'état de "référence biologique" pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale.

Cet état de référence biologique ne s'appuiera donc plus seulement sur une note IBGN, mais sur un certain nombre de métriques taxonomiques et fonctionnelles sélectionnées sur leurs aptitudes à différencier un état "non perturbé" (= de référence) d'un état "perturbé" dès les faibles intensités de perturbation. Il pourra éventuellement s'appuyer, de manière complémentaire, sur une « liste faunistique de référence ».

Notre objectif est également d'identifier les métriques taxonomiques et fonctionnelles les plus aptes à identifier différentes catégories de stress et différentes intensités de perturbation.

Il paraît donc nécessaire :

(i) - de poursuivre et d'optimiser le travail de modélisation statistique de la composition des communautés benthiques de référence [amorcé au cours du programme Inter-bassins « Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation des données recueillies avec le protocole IBGN » (2000-2002)], à partir des peuplements échantillonnés sur les sites du réseau "stations de référence", afin :

* de mettre le protocole de modélisation de la structure et de la composition d'un peuplement stationnel de référence en conformité avec l'évolution actuelle de la méthode de bioindication, tant en termes de protocole d'échantillonnage que de niveau systématique d'identification (e.g. description des profils d'affinité au genre pour les traits écologiques pris en compte);

* d'y intégrer les nouvelles données provenant de sites de référence sélectionnés par le CEMAGREF de Lyon et dont l'échantillonnage a été supervisé et/ou réalisé par les DIREN (campagnes 2005-2007);

* de prendre en compte l'affinité des taxons pour un ensemble de variables « habitationnelles » supplémentaires en cohérence avec la typologie [HER x rang] afin de pouvoir (1) restituer les peuplements de référence par type de masse d'eau; et (2) prendre en compte (si nécessaire) des variations morphologiques locales ou les gradients à l'intérieur des types de masses de d'eau;

(ii) - d'intégrer l'évolution probable de la méthode de bioindication, tant en termes de protocole d'échantillonnage qu'en termes de niveau systématique d'identification (e.g. description des profils d'affinité au genre pour les variables environnementales prises en compte) dans la description des conditions de référence biologiques;

(iii) - de prendre en compte la variabilité saisonnière dans la composition des peuplements benthiques de manière plus précise.

Est donc attendue la définition des conditions de référence biologiques pour les différents types de cours d'eau [HER x taille] échantillonnables par application de la norme XP T90-333. Notre protocole d'échantillonnage des « cours d'eaux profonds », après une année de test, a été récemment discuté au regard des remarques faites par les opérateurs de terrain (réunion du 6 novembre 2009 au MEEDDEM). Une nouvelle version plus consensuelle devrait être très prochainement proposée. L'état d'avancement de la réflexion étant bien moins avancé que pour les petits et moyens cours d'eaux relevant de la norme XP T90-333, il paraît prématuré de les intégrer à l'analyse.

Ces conditions de référence incluront:

- une liste faunistique de référence, avec probabilité de présence des différents taxons de la liste taxonomique de référence (i.e. adoptée dans le cadre du protocole de traitement des échantillons issus du réseau "stations de référence") dans le peuplement, à l'échelle stationnelle,

- des valeurs "de référence" assorties d'une gamme de variation pour une combinaison d'indicateurs des conditions de référence biologiques (i.e. pour un ensemble de métriques taxonomiques et de caractéristiques biologiques et écologiques à forte valeur indicatrice. Pour ces dernières, les conditions de référence pourront être exprimées en fréquences d'utilisation attendues dans une communauté benthique de référence).

Notre objectif final (prévu pour fin 2010) est d'arriver à constituer un système d'édition automatique de listes faunistiques de référence (avec probabilité de présence des différents taxons dans un type de masse d'eau donné), (1) assorties d'une gamme de variation pour une combinaison d'indicateurs (i.e. un ensemble de métriques taxonomiques et de fréquences d'utilisation pour un certain nombre de caractéristiques biologiques et écologiques à forte valeur indicatrice), (2) définies en fonction des caractéristiques environnementales (e.g. écorégionales, géologiques, morphodynamiques) des sites, et (iii) validées si besoin par des données historiques.

Cette édition de listes faunistiques de référence pourra s'effectuer à la fois à l'échelle du type de masse d'eau, du point de prélèvement (i.e. la « station »), et éventuellement à l'échelle de chaque couple support/vitesse échantillonné sur ce point de prélèvement, de façon à pouvoir affiner le diagnostic écologique sur la base de la combinaison d'écart « liste observée » versus « liste de référence » mesurés sur l'ensemble des échantillons élémentaires de faune invertébrée prélevés (exploitation de la notion d' « habitat sentinelle »).

3 - Avec quelles données ?

Une nouvelle base des données environnementales et faunistiques bancarisées par le CEMAGREF (groupement de Lyon) sur les stations du réseau de sites de référence et du réseau RCS nous a été fournie en juillet 2009. Elle comprend 2818 listes faunistiques stationnelles : 1324 listes proviennent de sites de référence (R), 700 listes sont issues de sites de référence « par défaut » (rpd), 708 listes caractérisent des sites « dégradés » du réseau RCS (n) et 86 listes ont été obtenues sur des sites « en acquisition de données environnementales » (d) et donc « non classés ». Il est à noter que l'information est également disponible à l'échelle du « bocal » (i.e. de la phase, dans le protocole RCS) ou du couple « support x vitesse du courant » (principalement pour le réseau « Sites de Référence »), constituant ainsi une base de près de 22000 listes élémentaires. Le faible nombre de listes disponibles sur le réseau RCS est à souligner, malgré une entame du suivi hydrobiologique en 2007, les processus d'acquisition et de dépouillement des données faunistiques d'une part, de collecte, de bancarisation et de validation des données d'autre part, étant particulièrement longs.

Même si un grand nombre des erreurs repérées dans la première version de la base de données faunistiques (2008) semble avoir été corrigées pour les données faunistiques, une seconde vérification systématique des listes faunistiques

demeure de circonstances. Certaines des erreurs identifiées en 2008 persistent : notamment l'apparition de certains taxons très loin de leur aire « traditionnelle » de répartition [e.g. 129 individus du genre de Trichoptères *Helicopsyche* ont été retrouvés dans l'HER 9 « Tables Calcaires » alors que ce genre est endémique de Corse (HER 16)] ainsi que la très forte abondance, sur certains sites, de taxons connus pour être rares.

Parallèlement aux données faunistiques, des données environnementales sont disponibles pour chaque station. Elles concernent :

(i) - l'occupation de l'espace

Les surfaces relatives (a) en agriculture intensive, (b) en agriculture à faible impact anthropique (e.g. prairies), (c) en vignobles, (d) artificialisées et (e) en espaces naturels, à 3 échelles spatiales d'observation (a) dans la totalité du bassin versant situé à l'amont du point de prélèvement, (b) dans un rayon de 200 mètres et (c) dans un rayon de 500 mètres autour du point de prélèvement, sont disponibles pour la totalité des points de prélèvement (données CEMAGREF).

(ii) la caractérisation physico-chimique des points de prélèvement

Des données sont disponibles sur 68 paramètres physico-chimiques mesurés sur l'eau et 48 paramètres mesurés dans les sédiments. Le taux de renseignement est cependant extrêmement variable (cf. Tableau I) suivant les paramètres. Il est supérieur à 75% pour les Orthophosphates, le Phosphore total, les différentes formes de l'azote (ions NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , l'azote Kjeldahl), le pH, la conductivité, le Carbone organique, la concentration en O_2 , les MES, la DBO5 ou la température dans l'eau, mais inférieur à 30% (i.e. entre 7,0% et 29,1%) pour les 17 formes de PCB renseignées. Dans les sédiments, ce taux de renseignement, en général nettement plus faible que dans l'eau, est au maximum de 40% pour certains métaux lourds (i.e. Pb, Ni, Cd et Hg) dans les sédiments, mais seulement de 2,6% pour les PCB totaux.

Les paramètres suffisamment renseignés sur les 2818 listes disponibles ont été regroupés en 4 familles susceptibles de fournir une évaluation du niveau d'altération des sites faunistiquement échantillonnés, en termes (a) d'acidification (74,9% des listes renseignées), (b) de contamination organique (76,4% des listes renseignées), (c) de contamination par les micropolluants minéraux (37,0% des listes renseignées) et (d) de contamination par les HAP (32,5% des listes renseignées).

Tableau I : Nombre de relevés renseignés (colonnes 3 et 7) et taux d'information disponible (colonnes 4 et 8) pour les différents paramètres physico-chimiques (colonnes 2 et 6) mesurés au sein de la base de données « Chimie » utilisée, dans la matrice « Eau » (colonnes 1-4) et « Sédiments » (colonnes 5-8).

Matrice : Eau				Matrice : Sédiments			
Référence	Élément/Paramètre	Nb stations renseignées	% stations renseignées	Référence	Élément/Paramètre	Nb stations renseignées	% stations renseignées
1350	Phosphore total	2198	78,00	1382	Plomb (Pb)	1141	40,49
1335	Ammonium (NH4+)	2197	77,96	1386	Nickel (Ni)	1141	40,49
1339	Nitrites (NO2-)	2197	77,96	1388	Cadmium (Cd)	1136	40,31
1340	Nitrates (NO3-)	2194	77,86	1387	Mercure (Hg)	1126	39,96
1433	Orthophosphates	2194	77,86	1116	Benzo(b)fluoranthène	1068	37,90
1305	MES	2193	77,82	1191	Fluoranthène	1068	37,90
1313	DBO5	2193	77,82	1204	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1068	37,90
1319	Azote Kjeldahl	2180	77,36	1118	Benzo(g,h,i)pérylène	1067	37,86
1301	Température de l'eau	2151	76,33	1117	Benzo(k)fluoranthène	1066	37,83
1302	pH	2151	76,33	1458	Anthracène	1066	37,83
1303	Conductivité à 25°C	2151	76,33	1517	Naphtalène	1060	37,62
1841	Carbone organique	2151	76,33	1082	Benzo(a)anthracène	986	34,99
1311	O2 dissous	2150	76,30	1524	Phénanthrène	986	34,99
1312	Taux de saturation en O2	2147	76,19	1476	Chrysène	983	34,88
1436	Phéopigments	2073	73,56	1537	Pyrène	983	34,88
1439	Chlorophylle a	2073	73,56	1453	Acénaphène	981	34,81
1337	Chlorures (Cl-)	2052	72,82	1623	Fluorène	981	34,81
1372	Magnésium (Mg2+)	2052	72,82	1369	Arsenic (As)	928	32,93
1338	Sulfates (SO4--)	2050	72,75	1383	Zinc (Zn)	928	32,93
1375	Sodium (Na+)	2050	72,75	1389	Chrome (Cr)	926	32,86
1367	Potassium (K+)	2048	72,68	1392	Cuivre (Cu)	926	32,86
1374	Calcium (Ca2+)	2031	72,07	1622	Acénaphtylène	799	28,35
1345	Dureté	1480	52,52	1239	Polychlorobiphényle 28 (PCB 28)	773	27,43
1295	Turbidité Formazine Néphélométr.	1463	51,92	1241	Polychlorobiphényle 52 (PCB 52)	773	27,43
1369	Arsenic (As)	1383	49,08	1242	Polychlorobiphényle 101 (PCB 101)	773	27,43
1347	TAC	1344	47,69	1243	Polychlorobiphényle 118 (PCB 118)	773	27,43
1314	DCO	1310	46,49	1244	Polychlorobiphényle 138 (PCB 138)	773	27,43
1382	Plomb (Pb)	1001	35,52	1245	Polychlorobiphényle 153 (PCB 153)	773	27,43
1387	Mercure (Hg)	1001	35,52	1246	Polychlorobiphényle 180 (PCB 180)	773	27,43
1388	Cadmium (Cd)	1001	35,52	1627	Polychlorobiphényle 105 (PCB 105)	422	14,98
1386	Nickel (Ni)	1000	35,49	1841	Carbone organique	405	14,37
1458	Anthracène	916	32,51	1350	Phosphore total	400	14,19
1517	Naphtalène	916	32,51	1240	Polychlorobiphényle (PCB 35)	356	12,63
1116	Benzo(b)fluoranthène	904	32,08	1090	Polychlorobiphényle 169 (PCB 169)	342	12,14
1117	Benzo(k)fluoranthène	904	32,08	1091	Polychlorobiphényle (PCB 77)	342	12,14
1118	Benzo(g,h,i)pérylène	904	32,08	1370	Aluminium (Al)	336	11,92
1191	Fluoranthène	904	32,08	1624	Polychlorobiphényle 209 (PCB 209)	317	11,25
1204	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	904	32,08	1625	Polychlorobiphényle 194 (PCB 194)	317	11,25
1370	Aluminium (Al)	849	30,13	1626	Polychlorobiphényle 170 (PCB 170)	317	11,25
1239	Polychlorobiphényle 28 (PCB 28)	821	29,13	1628	Polychlorobiphényle 44 (PCB 44)	317	11,25
1241	Polychlorobiphényle 52 (PCB 52)	821	29,13	1319	Azote Kjeldahl	282	10,01
1242	Polychlorobiphényle 101 (PCB 101)	821	29,13	1089	Polychlorobiphényle 126 (PCB 126)	273	9,69
1243	Polychlorobiphényle 118 (PCB 118)	821	29,13	1032	Polychlorobiphényle totaux	74	2,63
1244	Polychlorobiphényle 138 (PCB 138)	821	29,13				
1245	Polychlorobiphényle 153 (PCB 153)	821	29,13				
1246	Polychlorobiphényle 180 (PCB 180)	821	29,13				
1409	Température de l'air	814	28,89				
1389	Chrome (Cr)	789	28,00				
1392	Cuivre (Cu)	789	28,00				
1383	Zinc (Zn)	784	27,82				
1524	Phénanthrène	685	24,31				
1453	Acénaphène	681	24,17				
1622	Acénaphtylène	681	24,17				
1623	Fluorène	681	24,17				
1537	Pyrène	680	24,13				
1476	Chrysène	679	24,10				
1082	Benzo(a)anthracène	678	24,06				
1627	Polychlorobiphényle 105 (PCB 105)	622	22,07				
1624	Polychlorobiphényle 209 (PCB 209)	591	20,97				
1625	Polychlorobiphényle 194 (PCB 194)	591	20,97				
1626	Polychlorobiphényle 170 (PCB 170)	591	20,97				
1628	Polychlorobiphényle 44 (PCB 44)	591	20,97				

Tableau I (suite)

Matrice : Eau				Matrice : Sédiments			
Référence	Elément/Paramètre	Nb stations renseignées	% stations renseignées	Référence	Elément/Paramètre	Nb stations renseignées	% stations renseignées
1089	Polychlorobiphényle 126 (PCB 126)	451	16,00				
1090	Polychlorobiphényle 169 (PCB 169)	451	16,00				
1091	Polychlorobiphényle (PCB 77)	451	16,00				
1032	Polychlorobiphényle totaux	450	15,97				
1240	Polychlorobiphényle (PCB 35)	197	6,99				
1304	Conductivité à 20°C	21	0,75				

Les données physico-chimiques bancarisées ne sont également pas exemptes de problèmes. Malgré une validation des données par l'ONEMA, un certain nombre de problèmes et d'imprécisions ont empêché leur exploitation sans une fastidieuse étape de vérification préalable. Parmi les problèmes rencontrés, on peut noter la présence d'analyses effectuées, dans certains cas, sur une fraction « inconnue » de l'eau. Sachant que des paramètres tels que la « température de l'air » semblent avoir été mesurés sur cette fraction « inconnue » de l'eau, on peut s'interroger sur la nature de cette fraction. Parmi les autres problèmes rencontrés : (i) l'absence d'unités pour certains paramètres (alors difficilement interprétables en termes de classes de qualité), (ii) la présence de valeurs numériques pour des paramètres en contradiction avec les commentaires associés aux sites correspondants qui indiquent manifestement que ces analyses n'ont pas été réalisées ou (iii) l'adoption de seuils de détection supérieurs aux limites du « bon état » pour certains paramètres (cf. § III.1) rendant l'information ininterprétable. Le tableau II fournit, pour 56 paramètres utilisés pour caractériser la qualité physico-chimique de l'eau, le pourcentage de relevés pour lesquels la mesure du paramètre a été effectuée et le pourcentage de relevés pour lesquels cette mesure a été considérée comme valide

Ce constat pose donc le problème du degré de confiance que l'on peut objectivement accorder à certaines des informations actuellement bancarisées dans les bases de données associées aux réseaux nationaux. Une double validation de ces données (à la source et après saisie dans la base), comme nous l'avons déjà proposée dans notre précédent rapport, selon une procédure clairement définie, semble plus que jamais d'actualité.

III - Résultats de la seconde année d'étude

1. - Allocation de chaque relevé à une classe de qualité chimique

1.1 - Caractérisation physico-chimique de la qualité de l'eau

La sélection de métriques susceptibles de différencier différents niveaux de perturbation, pose au préalable le problème de l'allocation des sites à une classe de qualité, compte tenu des données physico-chimiques disponibles.

La base de données fournie par le CEMAGREF contient des mesures pour 13271 relevés et 68 paramètres chimiques que nous avons classé par « catégories de perturbation » associées, en conformité avec la classification adoptée par la version 2 du SEQ-Eau. Certains paramètres chimiques peuvent être listés dans plusieurs catégories de perturbation (cf. Tableau II).

Tableau II : Liste des 56 paramètres utilisés pour caractériser la qualité physico-chimique de l'eau (est indiqué entre parenthèses le pourcentage des 13271 relevés pour lesquels le paramètre a été mesuré, puis le pourcentage de relevés pour lesquels la mesure du paramètre a été considérée comme valide)

Acidification	Contamination Organique	
Aluminium (19%/19%)	Matières Organiques	Carbone Organique (78%/78%)
pH (85%/85%)		DBO5 (78%/78%)
		DCO (43%/43%)
		Ammonium (83%/83%)
		Azote Kjeldahl (79%/79%)
		O ₂ dissous (85%/85%)
		Saturation en O ₂ (85%/85%)
		Orthophosphates (82%/82%)
		Phosphore total (83%/74%)
		Ammonium (83%/83%)
		Azote Kjeldahl (79%/79%)
		Nitrites (83%/82%)
		Nitrates (83%/83%)
		Particules en suspension
		Turbidité (61%/61%)
Contamination aux HAP	Contamination aux PCB	Contamination Métallique
Acenaphten..Eau.brute. (32%/32%)	PCB 28 (30%/0%)	Arsenic (32%/15%)
Acenaphtyl..Eau.brute. (32%/18%)	PCB 35 (3%/0%)	Cadmium (44%/0%)
Anthracene..Eau.brute. (46%/46%)	PCB 44 (14%/0%)	Chrome (17%/15%)
B.a.A..Eau.brute. (26%/2%)	PCB 52 (30%/0%)	Cuivre (17%/3%)
Benz.ghi.P..Eau.brute. (46%/4%)	PCB 77 (11%/0%)	Mercuré (44%/1%)
Benzo.b.fl..Eau.brute. (46%/6%)	PCB 101 (30%/0%)	Nickel (44%/9%)
Benzo.k.fl..Eau.brute. (46%/3%)	PCB 105 (15%/0%)	Plomb (44%/34%)
Chrysene..Eau.brute. (26%/4%)	PCB 118 (30%/0%)	Zinc (17%/11%)
Fluoranth...Eau.brute. (46%/10%)	PCB 126 (11%/0%)	
Fluorene..Eau.brute. (32%/32%)	PCB 138 (30%/0%)	
Indenopyr...Eau.brute. (46%/4%)	PCB 153 (30%/0%)	
Naphtalene..Eau.brute. (46%/46%)	PCB 169 (11%/0%)	
Phenanthr...Eau.brute. (32%/32%)	PCB 170 (14%/0%)	
Pyrene..Eau.brute. (26%/4%)	PCB 180 (30%/0%)	
	PCB 194 (14%/0%)	
	PCB 209 (14%/0%)	
	PCB totaux (11%/0%)	

Compte tenu de l'importance des données disponibles pour les différents paramètres chimiques, nous avons choisi de nous intéresser plus spécifiquement aux paramètres appartenant aux catégories « Acidification », « Pollution Organique », « HAP », « PCB » et « Pollution Métallique ». C'est sur la base des 56 paramètres listés dans le tableau II et des valeurs seuils associées disponibles dans le SEQ-Eau (version 2) que nous avons caractérisé les sites compte tenu des caractéristiques physico-chimiques connues de l'eau sur ces sites. Les données sur la qualité chimique des sédiments, trop parcellaires, n'ont pas été utilisées.

La qualité des mesures physico-chimiques fournies par les différents laboratoires en charge du suivi des réseaux, spécialement pour des paramètres tels que métaux, HAP ou PCB, n'est pas équivalente. Les seuils de détection affichés pour ces substances peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur selon les laboratoires. Dans de nombreux cas, les seuils de détection affichés sont supérieurs aux valeurs seuils du « bon état », voire de « l'état médiocre ». De façon à ne pas prendre le risque d'attribuer une classe de qualité inadaptée à chacune des stations pour lesquelles ce cas de figure était rencontré, nous avons considéré que des mesures renseignées comme inférieures au seuil de détection, lorsque le seuil de détection était supérieur à la limite inférieure du « très bon état » selon les grilles du SEQ-Eau, équivalaient à une absence d'information.

L'adoption d'une telle stratégie a occasionné une **perte d'information « utilisable » très importante pour certains paramètres comme les PCB** (cf. Tableau II), **pour lesquels la quasi-totalité des mesures effectuées a dû être ignorée**. Cette famille de toxiques n'a donc pas pu être conservée dans les analyses qui suivent.

1.2 - Calcul d'un indice de pression chimique

L'hétérogénéité des mesures effectuées pour les différents types de paramètres ne permet pas une comparaison aisée des sites sur la base de combinaisons différentes de paramètres renseignés.

Pour chacun des paramètres considérés et chacun des relevés effectués, nous avons procédé au calcul d'un indice de « pression chimique » (PC).

Le calcul de cet indice s'effectue de la manière suivante :

$$PC_{ij} = k + [Obs]_{ij} / [Seuil]_{ik}$$

où :

* $[Obs]_{ij}$ est la mesure observée pour le paramètre « i » lors du prélèvement « j »

* k est la valeur numérique codant la classe de qualité dans laquelle se situe la valeur mesurée du paramètre « i » : 0 = « très bon » ; 1 = « bon », 2 = « médiocre » ; 3 = « mauvais » ; 4 = « très mauvais ».

* $[Seuil]_{ik}$ est la valeur seuil qui correspond à la limite inférieure de la classe de qualité « k » pour le paramètre « j ».

Le calcul de cet indice de pression a permis d'harmoniser la gamme de variation des mesures effectuées sur une même échelle pour tous les paramètres, ce qui donne ensuite la possibilité de comparer objectivement les différents types de pressions et d'avoir une information plus précise de la pression anthropique subie par un site que celle fournie par une simple classe de qualité.

1.3 - Regroupement des paramètres physico-chimiques par type de perturbation

Parce que tous les paramètres physico-chimiques n'ont pas été systématiquement mesurés pour chacun des sites/relevés et afin de faciliter les comparaisons inter-sites ou inter-relevés, nous avons choisi de caractériser la pression chimique d'un site/relevé par une seule valeur par catégorie de pression « Acidification », « Pollution Organique », « HAP » et « Pollution Métallique ».

La valeur de pression chimique attribuée à un site/relevé pour une catégorie de pression déterminée est obtenue en sélectionnant la valeur obtenue pour le paramètre le plus déclassant parmi les paramètres appartenant à cette catégorie de pression, disponibles pour ce site/relevé.

1.4 - Distribution spatiale des classes de qualité par type de cours d'eau pour chacune des catégories de pression

1.4.1 - Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations du Réseau de Contrôle et de Surveillance

Pour établir et valider un outil de bio-indication adapté aux conditions « locales », il est nécessaire de disposer de données environnementales et faunistiques en quantité suffisante pour chaque combinaison « Catégorie de pression x Classe de qualité x Type de cours d'eau » (cf. Tableau III).

Tableau III : Nombre de listes faunistiques disponibles par [HER x taille de cours d'eau] dans les 5 classes de qualité correspondant à 4 types de perturbation. Le détail n'est pas fourni pour les sites de référence. NA = « non renseigné » TP = « très petits », P = « petits », M = « moyens », G = « grands » et TG = « très grands » cours d'eaux.

[HER x taille]	Référence	Acidification 1-Très Bon	Acidification 2-Bon	Acidification 3-Moyen	Acidification 4-Médiocre	Acidification 5-Mauvais	Acidification NA	Pollution.Organique 1-Très Bon	Pollution.Organique 2-Bon	Pollution.Organique 3-Moyen	Pollution.Organique 4-Médiocre	Pollution.Organique 5-Mauvais	Pollution.Organique NA	HAP 1-Très Bon	HAP 2-Bon	HAP 3-Moyen	HAP 5-Mauvais	HAP NA	Micropolluants.Minéraux 1-Très Bon	Micropolluants.Minéraux 2-Bon	Micropolluants.Minéraux 3-Moyen	Micropolluants.Minéraux 4-Médiocre	Micropolluants.Minéraux 5-Mauvais	Micropolluants.Minéraux NA
1 / 1-TP	47	1	7	0	0	0	3	0	8	0	0	0	3	0	0	0	0	11	0	7	0	0	0	4
1 / 2-P	20	3	14	0	0	0	5	2	15	0	0	0	5	0	2	0	0	20	0	14	0	0	0	8
1 / 3-M	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
10 / 1-TP	59	14	0	0	0	0	22	0	3	8	5	0	20	0	6	1	0	29	0	0	0	0	0	36
10 / 2-P	25	5	5	0	0	0	15	0	5	6	1	0	13	0	8	0	0	17	4	1	0	0	1	19
10 / 3-M	23	1	6	0	0	0	10	0	1	6	0	0	10	0	4	0	0	13	0	0	0	0	0	17
10 / 4-G	1	6	21	0	0	0	10	0	21	6	0	0	10	13	9	0	0	15	8	9	1	0	0	19
10 / 5-TG	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
11 / 1-TP	5	7	7	0	0	0	4	0	9	5	0	0	4	0	0	0	0	18	0	9	1	0	0	8
11 / 2-P	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
11 / 3-M	2	4	3	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7
11 / 4-G	1	7	1	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	1	0	0	0	7
12 / 1-TP	65	54	24	0	3	0	21	0	3	4	72	6	17	47	9	0	0	46	0	10	49	2	1	40
12 / 2-P	21	52	34	2	0	0	9	0	0	0	83	5	9	35	11	0	1	50	12	5	39	0	2	39
12 / 3-M	25	17	10	0	0	0	0	0	0	4	23	0	0	23	4	0	0	1	4	20	0	0	0	2
12 / 4-G	0	7	1	0	0	0	1	0	0	0	9	0	0	7	2	0	0	0	1	2	5	0	0	1
12 / 5-TG	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
13 / 1-TP	0	0	4	0	6	2	3	0	12	0	0	0	3	0	0	0	0	15	0	12	0	0	0	3
13 / 2-P	0	1	7	0	0	0	2	0	8	0	0	0	2	0	0	0	0	10	0	8	0	0	0	2
13 / 3-M	0	0	0	0	1	2	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	1
13 / 4-G	0	0	1	2	0	0	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	1
14 / 1-TP	10	1	9	0	0	0	2	0	7	3	0	0	2	0	0	0	0	12	0	8	0	0	0	4
14 / 2-P	5	1	10	1	0	0	4	0	7	5	0	0	4	0	0	0	0	16	0	11	0	0	0	5
14 / 3-M	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
14 / 4-G	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	2
15 / 1-TP	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 / 2-P	6	9	2	0	0	0	0	0	2	9	0	0	0	0	5	0	0	6	0	1	1	0	0	9
15 / 3-M	6	2	4	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	5	0	0	1	0	1	0	0	0	5
15 / 4-G	0	2	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
16 / 2-P	18	4	0	0	0	0	2	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
16 / 3-M	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16 / 4-G	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 / 1-TP	0	5	8	2	0	0	3	0	1	8	5	1	3	0	6	0	0	12	0	7	2	0	0	9
17 / 2-P	4	2	2	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	4	0	0	0	0	1	1	0	0	2
17 / 3-M	0	4	2	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	6	0	0	0	0	3	1	0	0	2
17 / 4-G	0	1	3	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0
17 / 5-TG	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
18 / 1-TP	0	11	2	0	0	0	6	0	0	7	6	0	6	13	0	0	0	6	12	1	0	0	0	6
18 / 2-P	0	0	6	2	0	0	4	0	2	6	0	0	4	6	1	0	0	5	0	0	6	0	0	6
18 / 3-M	0	2	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	6	0	1	0	0	7	0	0	0	0	0	8
18 / 4-G	0	0	2	0	0	0	4	0	0	2	0	0	4	0	2	0	0	4	0	2	0	0	0	4
18 / 5-TG	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
19 / 1-TP	5	1	5	0	0	0	4	0	5	1	0	0	4	0	0	0	0	10	0	6	0	0	0	4
19 / 2-P	5	0	2	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	2

Tableau III (suite) :

[HER x taille]	Référence	Acidification 1- Très Bon	Acidification 2-Bon	Acidification 3-Moyen	Acidification 4-Médiocre	Acidification 5-Mauvais	Acidification NA	Pollution.Organique 1- Très Bon	Pollution.Organique 2-Bon	Pollution.Organique 3-Moyen	Pollution.Organique 4-Médiocre	Pollution.Organique 5-Mauvais	Pollution.Organique NA	HAP 1- Très Bon	HAP 2 -Bon	HAP 3-Moyen	HAP 5-Mauvais	HAP NA	Micropolluants.Minéraux 1- Très Bon	Micropolluants.Minéraux 2 -Bon	Micropolluants.Minéraux 3-Moyen	Micropolluants.Minéraux 4-Médiocre	Micropolluants.Minéraux 5-Mauvais	Micropolluants.Minéraux NA
2 / 1-TP	34	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0
2 / 2-P	29	1	2	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	2
2 / 3-M	0	0	5	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	1	0	0	4
2 / 4-G	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20 / 1-TP	0	6	1	0	0	0	4	0	0	4	3	0	4	0	3	0	0	8	0	0	4	0	1	6
20 / 2-P	10	7	4	0	0	0	4	0	0	4	6	1	4	0	8	0	0	7	0	0	3	2	3	7
20 / 3-M	6	2	2	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	4	0	0	0	0	1	2	0	1	0
21 / 1-TP	55	12	23	0	0	0	7	0	17	17	1	0	7	0	12	0	0	30	0	17	4	0	1	20
21 / 2-P	31	19	7	0	0	0	1	0	10	15	1	0	1	0	13	0	0	14	0	4	12	0	0	11
21 / 3-M	12	9	3	2	0	0	2	0	4	10	0	0	2	0	6	0	0	10	0	8	1	0	0	7
21 / 4-G	0	2	2	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	1	0	2	1	0	0	1
21 / 5-TG	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
22 / 1-TP	22	3	0	0	0	0	10	0	0	1	2	0	10	0	0	3	0	10	0	0	0	0	0	13
22 / 2-P	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
22 / 5-TG	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
3 / 1-TP	102	11	6	0	0	0	2	1	13	1	2	0	2	0	6	0	0	13	0	3	0	0	0	16
3 / 2-P	36	20	22	2	0	0	10	1	38	5	0	0	10	0	12	0	0	42	1	24	0	0	1	28
3 / 3-M	7	7	13	0	0	0	0	0	16	3	1	0	0	0	11	0	0	9	6	6	0	0	0	8
3 / 4-G	0	2	4	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	0	0	0	1	2	0	0	0	3
4 / 1-TP	89	2	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	2	0	0	2	0	0	0	0	1	3
4 / 2-P	6	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
4 / 3-M	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
4 / 4-G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
5 / 1-TP	116	20	9	0	0	0	11	0	20	9	0	0	11	0	10	0	0	30	0	3	2	0	0	35
5 / 2-P	39	12	22	0	0	0	10	2	20	10	2	0	10	0	6	1	0	37	0	4	0	0	0	40
5 / 3-M	0	4	13	0	0	0	0	0	9	7	1	0	0	0	9	1	0	7	0	3	0	0	0	14
5 / 4-G	0	2	5	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	1	0	0	6
6 / 1-TP	26	7	9	0	0	0	5	4	4	5	1	3	4	0	11	1	0	9	0	4	1	0	0	16
6 / 2-P	10	9	14	0	0	0	1	2	12	5	2	2	1	0	13	0	0	11	0	4	1	0	1	18
6 / 3-M	10	18	13	0	0	0	9	0	19	6	4	2	9	0	16	0	0	24	0	4	3	0	0	33
6 / 4-G	0	8	20	0	0	0	6	0	25	2	0	1	6	0	12	0	0	22	0	1	1	0	0	32
6 / 5-TG	0	6	6	0	0	0	0	2	8	2	0	0	0	0	9	0	0	3	0	2	0	0	0	10
7 / 1-TP	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 / 2-P	27	6	5	0	0	0	1	1	9	0	0	1	1	0	4	0	0	8	0	0	0	0	0	12
7 / 3-M	11	4	5	0	0	0	0	2	6	1	0	0	0	0	3	0	0	6	0	1	1	0	0	7
7 / 4-G	15	0	4	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	4	0	0	0	0	1	1	0	0	2
7 / 5-TG	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	2
8 / 1-TP	25	1	3	0	0	0	6	0	4	0	0	0	6	0	1	0	0	9	0	3	0	0	0	7
8 / 2-P	26	2	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	5	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7
8 / 3-M	5	7	4	0	0	0	2	0	11	0	0	0	2	0	4	0	0	9	0	2	1	0	0	10
8 / 4-G	0	2	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	2
9 / 1-TP	68	79	65	0	0	0	55	0	8	74	68	11	38	16	62	15	0	106	24	44	14	0	0	117
9 / 2-P	45	24	30	0	0	0	12	0	1	17	39	2	7	6	44	1	0	15	1	18	11	1	0	35
9 / 3-M	18	7	23	0	2	0	4	0	0	21	14	0	1	5	22	0	0	9	12	13	5	1	0	5
9 / 4-G	13	7	16	0	0	0	2	0	0	17	8	0	0	2	15	0	0	8	6	7	0	0	0	12
9 / 5-TG	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1

Clairement, la distribution spatiale des classes de qualité sur l'ensemble des sites du Réseau de Contrôle et de Surveillance (Figure 1), n'est pas uniforme.

Ainsi, l'HER 20 « Dépôts argilo-sableux » est beaucoup plus impactée par des pollutions de type « métallique » que les HER « Dépressions sédimentaires » (HER 17) ou « Massif Central sud » (HER 3). De même, les cours d'eau des régions « Armoricaïn » (HER 12), « Tables calcaires » (HER 9) et « Dépôts argilo-sableux » (HER 20) sont nettement plus impactés par des pollutions de nature « organique » que les cours d'eaux du « Massif Central sud » (HER 3) alors que la situation est nettement plus contrastée dans l'HER « Méditerranéen » (HER 6) avec des sites échantillonnés de très bonne qualité et d'autres fortement dégradés.

Pour les perturbations de type « Acidification » et contamination par les « HAP », il paraît évident que nous ne disposons pas - actuellement - d'un nombre suffisant de données sur des sites perturbés pour pouvoir envisager une comparaison statistique fiable des réponses biologiques des assemblages stationnels à ces deux types de perturbation.

La représentation cartographique des pressions permet également de souligner la différence de moyens analytiques mis en œuvre dans les différentes régions ; les données fiables, disponibles dans le sud-ouest de la France, notamment sur les HAP, étant particulièrement fragmentaires.

1.4.2 - Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations du Réseau de Référence

Le constat d'une pression de pollution globalement très hétérogène suivant les HER est encore plus évident ... et problématique quand on examine les valeurs des pressions chimiques subies par les sites du réseau de référence (Figures 2 et 3).

Le nombre de sites de référence exempts de toute pression chimique (i.e. émargeant à la classe « très bon état » pour les 4 types de pression est particulièrement réduit pour certaines régions. A titre d'exemple, le massif « Armoricaïn » (HER 12) et les « Tables calcaires » (HER 9) présentent une proportion élevée de sites de référence impactés par des contaminations de nature organique, parfois assez fortes (de nombreux sites appartiennent à la classe « état médiocre »). De nombreux sites classés parmi les « sites de référence » de l'HER « Armoricaïn » (HER 12) sont soumis également à des contaminations métalliques qui justifient leur classement, pour cette catégorie de pression, dans la classe « Etat Moyen », voire « Mauvais état » (Figures 2 et 3).

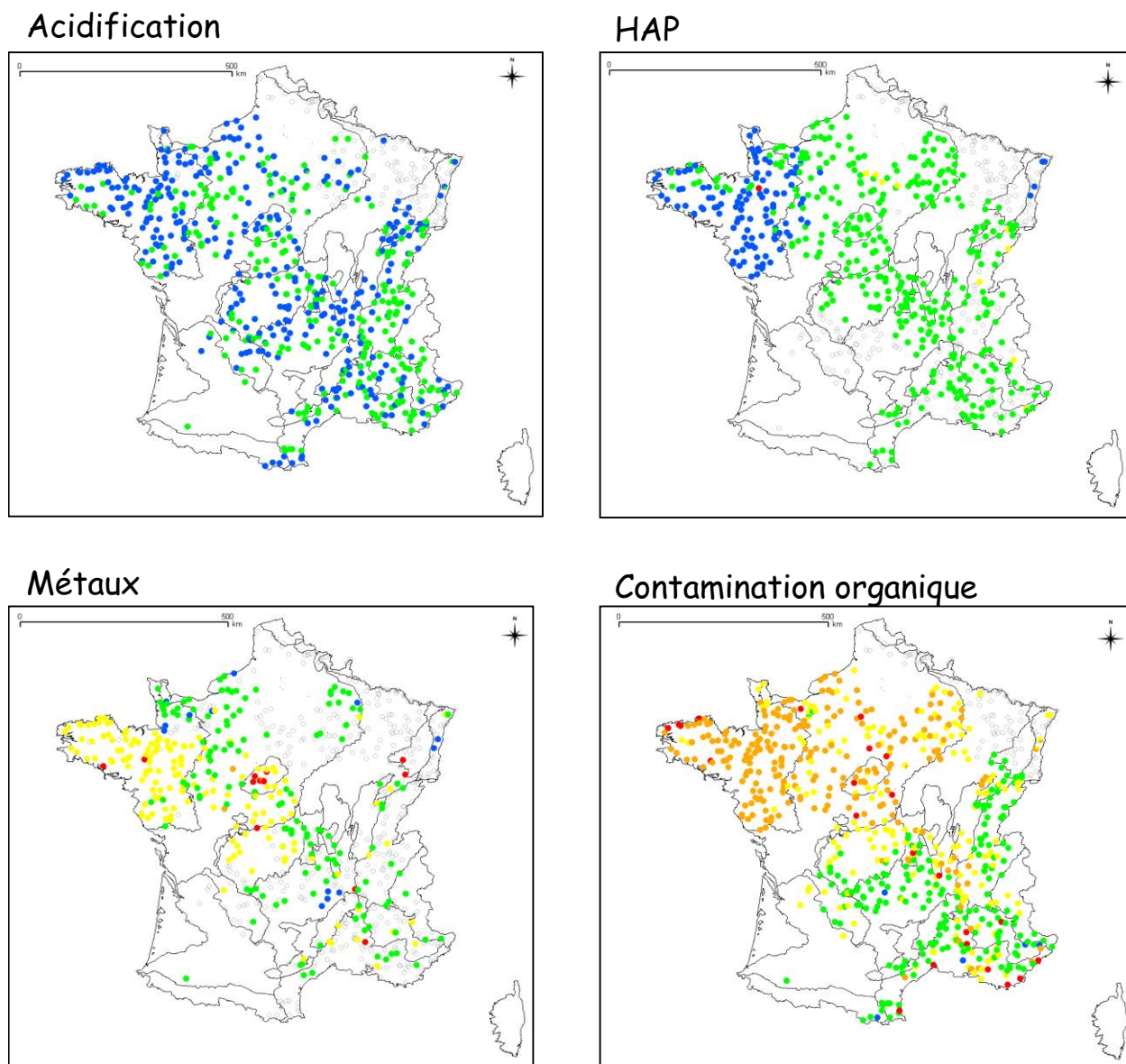


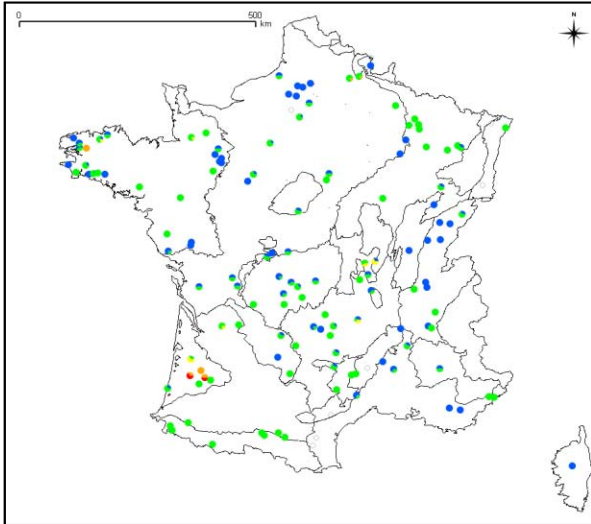
Figure 1 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des sites du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points représentent les sites du réseau RCS ; le code couleur correspond à la qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

La catégorie de perturbation « Acidification » soulève un autre problème : il n'y a aucun site classé en deçà du « Bon état » parmi les sites qui ne sont pas considérés comme sites de référence (Figure 1), alors que certains sites du réseau de référence (Figures 2 et 3) appartiennent aux classes de qualité « Etat Moyen », « Etat Médiocre » ou « Etat Mauvais ».

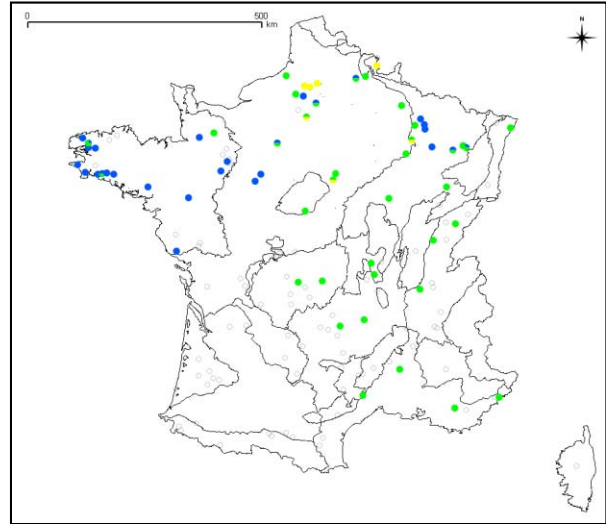
La définition de « l'état de référence », devra donc, au moins pour certaines hydro-éco-régions et certains types de cours d'eau, reposer sur une fraction seulement des sites qui initialement ont été considérés comme des « références ».

vraies » (ou éventuellement, des « références par défaut », si l'information disponible sur leur état chimique permet de valider *a posteriori* leur statut de référence).

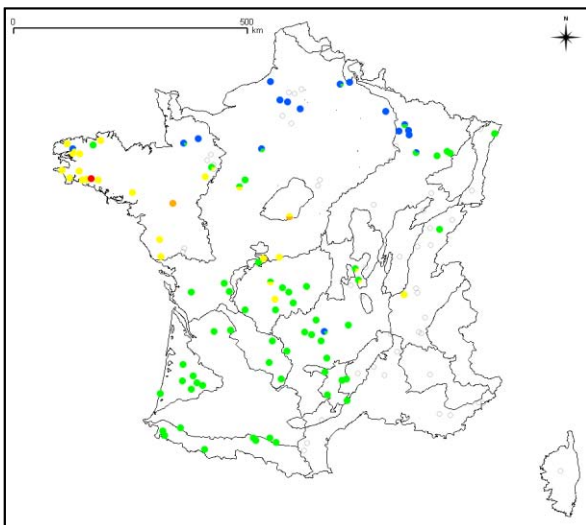
Acidification



HAP



Métaux



Contamination organique

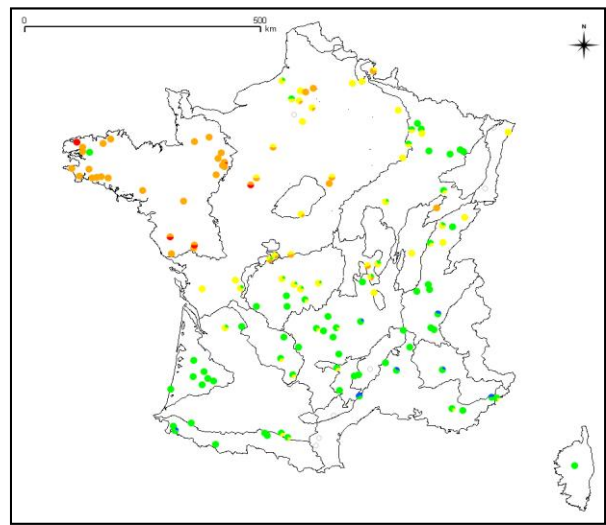


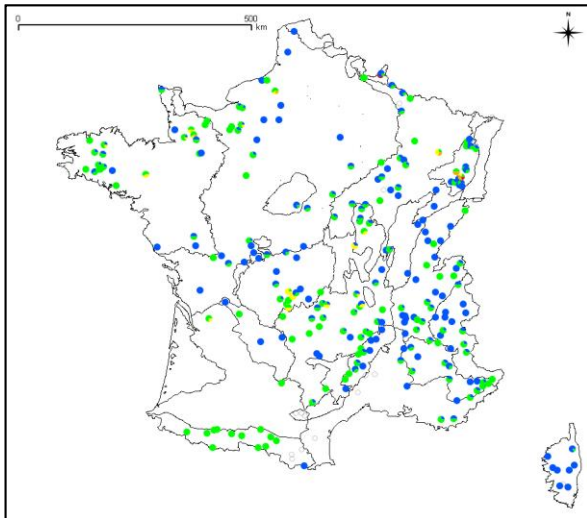
Figure 2 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations de référence par défaut (rpd) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points correspondent aux sites de référence par défaut ; le code couleur correspond à la qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

2 - Caractérisation biologique des relevés

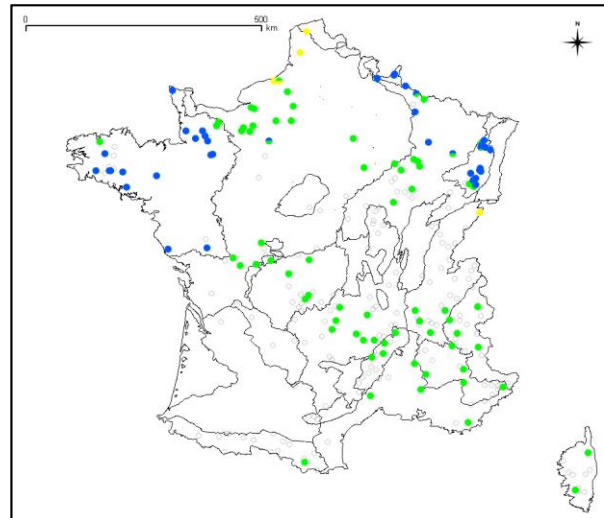
Pour caractériser « l'état biologique » des sites suivis, nous avons choisi de tester une combinaison de métriques calculées sur la base de listes faunistiques

d'invertébrés benthiques recueillis avec le protocole « 12 prélèvements ». 347 métriques prenant en compte différents aspects de la structure taxonomique et fonctionnelle des communautés stationnelles d'invertébrés benthiques ont été testées.

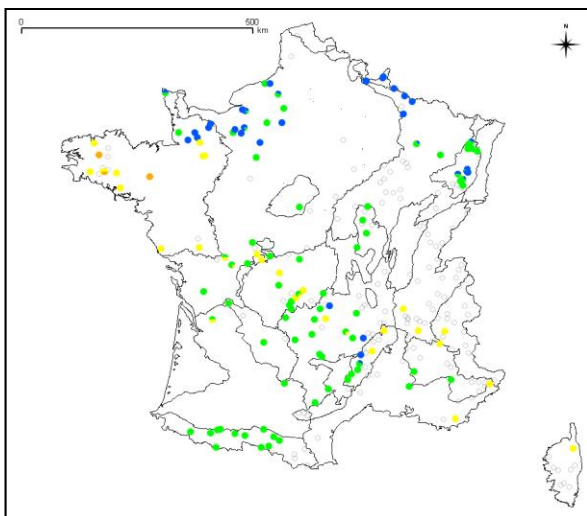
Acidification



HAP



Métaux



Contamination organique

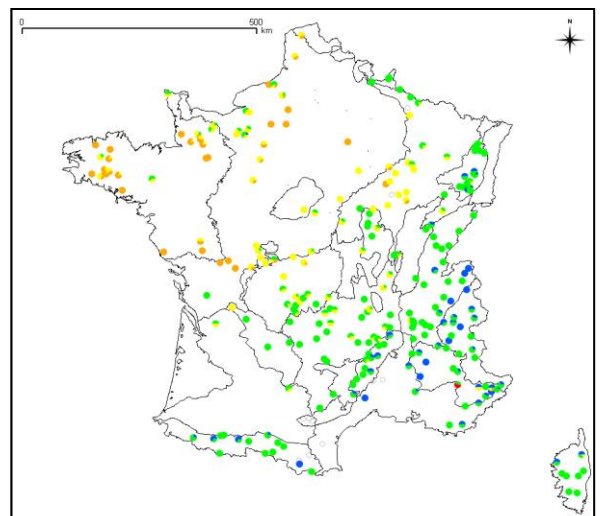


Figure 3 : Distribution spatiale des classes de qualité au sein des stations considérées comme « références vraies » (R) pour 4 types de perturbation « Acidification », « HAP », « Métaux » et « Contamination organique ». Les points correspondent aux « sites de référence » ; le code couleur correspond à qualité « Très Bonne » (bleu) ; « Bonne » (vert) ; « Moyenne » (jaune), « Médiocre » (orange) et « Mauvaise » (rouge).

2.1 - Métriques utilisées

Les métriques testées sont :

- des indices de structure taxonomique (N°1 à 6 dans le tableau IV), qui incluent les notions de richesse numérique (N°1), richesse taxonomique (N°2, S) ; de diversité taxonomique (N°3 à 5) ou d'équitabilité (N°6).

- des indices (ou sous-indices) biotiques globaux (N°7 à 13 dans le tableau IV), normalisés à l'échelle nationale au Royaume Uni (BMWP, ASPT), au Danemark (DSFI), en Belgique (BBI), en Italie (IBE), en France (IBGN et son indice le Groupe Faunistique Indicateur = GFI).

- des indices biotiques spécialisés, susceptibles de mettre en évidence une perturbation de nature déterminée (N°14 à 17 dans le tableau IV) dont 3 indices « SPEAR » (« SPEcies At Risk », LIESS & VAN DER OHE, 2005) plus particulièrement destinés à mettre en évidence respectivement des contaminations de nature « organique », « métallique » ou liées aux « pesticides » et un indice « d'acidification ».

- des indices de richesse taxonomique (N°18 à 71) exprimés en nombre de taxons présents (i) au sein de chaque grand groupe d'invertébrés benthiques (N°18 à 38 dans le Tableau IV) ou (ii) en combinant plusieurs de ces groupes d'invertébrés (N°39 à 44 dans le Tableau IV) ou exprimés en pourcentage de la richesse taxonomique globale de la communauté stationnelle (N°45 à 71 dans le Tableau IV).

- des indices d'abondance taxonomique relative (N°72 à 98) (i) au sein de chaque grand groupe d'invertébrés benthiques (N°72 à 92) ou (ii) en combinant plusieurs de ces groupes d'invertébrés (N°93 à 98). Les abondances taxonomiques ont alors été exprimées en proportion du nombre total d'individus présents.

- des métriques d'abondance ou de richesse taxonomique (N°99 à 108) combinant plusieurs taxons présentant une homogénéité de niche trophique ou de niche spatiale, déjà intégrées, à l'échelle européenne, dans les indices multimétriques mis au point lors du programme européen AQEM (2000-2002).

- les fréquences relatives d'utilisation, au sein des communautés benthiques des modalités de 11 traits biologiques (N°110 à 171 dans le tableau IV)

Ces traits d'histoire de vie décrivent :

(i) le cycle biologique des taxons [e.g. la taille maximale potentielle (N°109 à 115), le nombre de générations annuelles (N°118 à 120), la longueur du cycle de vie (N°116 à 117), les stades aquatiques (N°121 à 124)],

(ii) la capacité des organismes à la résistance ou à la résilience [e.g. les capacités à la dissémination (N° 133 à 136), l'existence de formes de résistance (N°137 à 141)],

(iii) certaines caractéristiques physiologiques [e.g. le mode de respiration (N°142 à 146), le mode de reproduction (N° 125 à 132), la nourriture (N°155 à 163)] ou comportementales [e.g. le mode d'alimentation (N°164 à 171), la relation au substrat (N°147 à 154) des organismes]. Ces caractéristiques biologiques sont en effet susceptibles de constituer d'excellentes métriques d'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques (TOWNSEND *et al.* 1997, CHARVET *et al.* 2000, USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000a, 2001, STATZNER *et al.* 2001, 2008, USSEGLIO-POLATERA & BEISEL 2002b, GAYRAUD *et al.* 2003, LECERF *et al.* 2006, PISCART *et al.* 2006, DOLEDEC & STATZNER 2008 ; ARCHAIMBAULT *et al.* 2009).

- les fréquences relatives d'utilisation, au sein des communautés benthiques des modalités de 11 traits écologiques (N°172 à 226 dans le tableau IV)

Ces traits écologiques décrivent plus particulièrement la distribution des taxons à plusieurs échelles d'observation : l'échelle biogéographique (N° 190 à 194), l'échelle de l'axe longitudinal (N°179 à 186), de l'axe transversal (N°172 à 178) et de l'axe altitudinal (N°187 à 189) du cours d'eau et l'échelle du mésohabitat à travers les préférences de chaque taxon en matière de substrat (N°195 à 203) ou de vitesse de courant (N°204 à 207). Ils décrivent également leur sensibilité à différentes pressions anthropiques [e.g. les contamination organiques (N° 216 à 220), l'acidification (N° 221 à 226), l'eutrophisation (N°208 à 210), la salinisation (N°211 à 212), ou l'augmentation de température (N°213 à 215)].

- des indices de diversité fonctionnelle, basés sur la diversité des traits biologiques et/ou écologiques simultanément sélectionnés au sein d'une communauté (N°271 à 273).

- l'adaptation d'indices de recouvrement (indice de PIANKA, 1973 ; N° 227 à 248) ou de spécialisation (N° 249 à 270) de niche à l'analyse du degré d'homogénéité (ou d'hétérogénéité) et de spécialisation des profils biologiques et écologiques des taxons au sein de chaque communauté stationnelle pour 22 traits bio/écologiques différents.

- la richesse de groupes fonctionnels homogènes, non taxonomiques, définis sur la base d'une combinaison de caractéristiques (i) biologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000 ; N°274 à 288 dans le tableau IV), (ii) écologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000 ; N°289 à 301), ou (iii) biologiques et écologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2001 ; N°302 à 310).

Tableau IV : Liste des 347 métriques taxonomiques et fonctionnelles candidates à l'indice I2M2 testées.

S = nombre de taxons, Q = nombre d'individus, (%) = fréquence relative, ove. = overlap, spe. = specialization.

N°	Métriques	N°	Métriques	N°	Métriques
1	Log(abundance +1)	51	Bivalvia S (%)	101	TROPIC_Sel_Grazers (AQEM, I)
2	Richness (S)	52	Gastropoda S (%)	102	Cordulegaster + Dinocras (AQEM, I)
3	Diversity Simpson (1-l)	53	Turbellaria S (%)	103	Amphinem_Protonemura (AQEM, I)
4	Diversity Shannon (H)	54	Coleoptera S (%)	104	Sel_Ephemeroptera_GS (AQEM, I)
5	Diversity Margalef	55	Diptera S (%)	105	Leptophlebiidae (AQEM, I)
6	Evenness Pielou (J)	56	Ephemeroptera S (%)	106	Sel_Trichoptera_GS (AQEM, I)
7	BMWP	57	Hemiptera S (%)	107	DIPTERA_Good_G (AQEM, I)
8	ASPT	58	Hymenoptera S (%)	108	DIPTERA_Bad_SIPH_G (AQEM, I)
9	DSFI	59	Lepidoptera S (%)	109	< 0 25 cm
10	BBI	60	Megaloptera S (%)	110	>= 0 25-0 5 cm
11	IBE	61	Odonata S (%)	111	>= 0 5-1 cm
12	GFI	62	Planipennia S (%)	112	>= 1-2 cm
13	IBGN	63	Plecoptera S (%)	113	>= 2-4 cm
14	Acid class	64	Trichoptera S (%)	114	>= 4-8 cm
15	SPEARorganic	65	Hydracarina S (%)	115	>= 8 cm
16	SPEARmetallic	66	EP S (%)	116	<= 1an
17	SPEARpesticides	67	EPT S (%)	117	> 1an
18	Bryozoa (S)	68	EPTCO S (%)	118	< 1
19	Cnidaria (S)	69	EPT/OI S (%)	119	1
20	Nemathelminthes (S)	70	EPT/D S (%)	120	> 1
21	Porifera (S)	71	OI+D S (%)	121	egg
22	Crustacea (S)	72	Bryozoa Q (%)	122	larva
23	Hirudinea (S)	73	Cnidaria Q (%)	123	nymph
24	Bivalvia (S)	74	Nemathelminthes Q (%)	124	adult
25	Gastropoda (S)	75	Porifera Q (%)	125	ovoviviparity
26	Turbellaria (S)	76	Crustacea Q (%)	126	free isolated eggs
27	Coleoptera (S)	77	Hirudinea Q (%)	127	cemented isolated eggs
28	Diptera (S)	78	Bivalvia Q (%)	128	fixed clutches
29	Ephemeroptera (S)	79	Gastropoda Q (%)	129	free clutches
30	Hemiptera (S)	80	Turbellaria Q (%)	130	clutches in vegetation
31	Hymenoptera (S)	81	Coleoptera Q (%)	131	terrestrial clutches
32	Lepidoptera (S)	82	Diptera Q (%)	132	asexual reproduction
33	Megaloptera (S)	83	Ephemeroptera Q (%)	133	aquatic passive
34	Odonata (S)	84	Hemiptera Q (%)	134	aquatic active
35	Planipennia (S)	85	Hymenoptera Q (%)	135	aerial passive
36	Plecoptera (S)	86	Lepidoptera Q (%)	136	aerial active
37	Trichoptera (S)	87	Megaloptera Q (%)	137	eggs, statoblast
38	Hydracarina (S)	88	Odonata Q (%)	138	cocoons
39	EP (S)	89	Planipennia Q (%)	139	housings
40	EPT (S)	90	Plecoptera Q (%)	140	diapause or dormancy
41	EPTCO (S)	91	Trichoptera Q (%)	141	none
42	EPT/OI (S)	92	Hydracarina Q (%)	142	tegument
43	EPT/D (S)	93	EP Q (%)	143	gill
44	OI+D (S)	94	EPT Q (%)	144	plastron
45	Bryozoa S (%)	95	EPTCO Q (%)	145	spiracle
46	Cnidaria S (%)	96	EPT/OI Q (%)	146	hydrostatic vesicle
47	Nemathelminthes S (%)	97	EPT/D Q (%)	147	flier
48	Porifera S (%)	98	OI+D Q (%)	148	surface swimmer
49	Crustacea S (%)	99	Trichoptera_taxa (AQEM, Italy)	149	full water swimmer
50	Hirudinea S (%)	100	Plecoptera_taxa (AQEM, Italy)	150	crawler

Tableau IV (suite) : Liste des 347 métriques taxonomiques et fonctionnelles candidates à l'indice I2M2 testées.

S = nombre de taxons, Q = nombre d'individus, (%) = fréquence relative, ove. = overlap, spe. = specialization.

N°	Métriques	N°	Métriques	N°	Métriques
151	burrower	201	twigs, roots	251	Number of cycles per year (spe.)
152	interstitial	202	organic detritus, litter	252	Aquaticstages (spe.)
153	temporarily attached	203	mud	253	Reproduction (spe.)
154	permanently attached	204	null	254	Dispersal (spe.)
155	microorganisms	205	slow	255	Resistance forms (spe.)
156	detritus	206	medium	256	Respiration (spe.)
157	dead plant	207	fast	257	Locomotion (spe.)
158	living microphytes	208	oligotrophic	258	Food (spe.)
159	living macrophytes	209	mesotrophic	259	Feeding habits (spe.)
160	dead animals	210	eutrophic	260	Transversal distribution (spe.)
161	living microinvertebrates	211	freshwater	261	Longitudinal distribution (spe.)
162	living macroinvertebrates	212	brackish water	262	Altitude (spe.)
163	vertebrates	213	cold	263	Biogeographic regions (spe.)
164	absorber	214	warm	264	Substrate preferences (spe.)
165	deposit feeder	215	eurythermic	265	Current velocity preferences (spe.)
166	shredder	216	xenosaprobic	266	Trophic status preferences (spe.)
167	scraper	217	oligosaprobic	267	Salinity preferences (spe.)
168	filter	218	β mesosaprobic	268	Temperature (spe.)
169	piercer	219	α mesosaprobic	269	Saprobity (spe.)
170	predator	220	polysaprobic	270	pH preferendum (spe.)
171	parasite	221	< 4	271	Diversité Biologique
172	river channel	222	>= 4-4.5	272	Diversité Ecologique
173	banks, connected side arms	223	>= 4.5-5	273	Diversité Bio/écologique
174	ponds, disconnected side arms	224	>= 5-5.5	274	a1 [bio] S (%)
175	marshes, peat bogs	225	>= 5.5-6	275	b1 [bio] S (%)
176	temporary waters	226	>= 6	276	b2 [bio] S (%)
177	lakes	227	Maximal potential size (overlap)	277	c1 [bio] S (%)
178	groundwaters	228	Life cycle duration (ove.)	278	c2 [bio] S (%)
179	crenon	229	Number of cycles per year (ove.)	279	d1 [bio] S (%)
180	epirithron	230	Aquatic stages (ove.)	280	d2 [bio] S (%)
181	metarithron	231	Reproduction (ove.)	281	e1 [bio] S (%)
182	hyporithron	232	Dispersal (ove.)	282	e2 [bio] S (%)
183	epipotamon	233	Resistance forms (ove.)	283	e3 [bio] S (%)
184	metapotamon	234	Respiration (ove.)	284	f [bio] S (%)
185	estuary	235	Locomotion (ove.)	285	g1 [bio] S (%)
186	outside river system	236	Food (ove.)	286	g2 [bio] S (%)
187	lowlands	237	Feeding habits (ove.)	287	g3 [bio] S (%)
188	piedmont level	238	Transversal distribution (ove.)	288	h [bio] S (%)
189	alpine level	239	Longitudinal distribution (ove.)	289	A [eco] S (%)
190	2 Pyrennes	240	Altitude (ove.)	290	B1 [eco] S (%)
191	4 Alps	241	Biogeographic regions (ove.)	291	B2 [eco] S (%)
192	8 Vosges Jura Massif Central	242	Substrate preferendum (ove.)	292	C1 [eco] S (%)
193	13a lowlands oceanic	243	Current velocity preferendum (ove.)	293	C2 [eco] S (%)
194	13b lowlands, mediterranean	244	Trophic status preferendum (ove.)	294	D1 [eco] S (%)
195	flag, boulder, cobbles, pebbles	245	Salinity preferendum (ove.)	295	D2 [eco] S (%)
196	gravel	246	Temperature (ove.)	296	E [eco] S (%)
197	sand	247	Saprobity (ove.)	297	F1 [eco] S (%)
198	silt	248	pH preferendum (ove.)	298	F2 [eco] S (%)
199	macrophytes	249	Maximal size (specialization)	299	F3 [eco] S (%)
200	microphytes	250	Life cycle duration (specialization)	300	G1 [eco] S (%)

Tableau IV (suite) :

N°	Métriques	N°	Métriques	N°	Métriques
301	G2 eco S (%)	317	d2 [bio] Q (%)	333	E [eco] Q (%)
302	$\alpha 1$ [bio/eco] S (%)	318	e1 [bio] Q (%)	334	F1 [eco] Q (%)
303	$\alpha 2$ [bio/eco] S (%)	319	e2 [bio] Q (%)	335	F2 [eco] Q (%)
304	β [bio/eco] S (%)	320	e3 [bio] Q (%)	336	F3 [eco] Q (%)
305	$\delta 1$ [bio/eco] S (%)	321	f [bio] Q (%)	337	G1 [eco] Q (%)
306	$\delta 2$ [bio/eco] S (%)	322	g1 [bio] Q (%)	338	G2 [eco] Q (%)
307	ϵ [bio/eco] S (%)	323	g2 [bio] Q (%)	339	$\alpha 1$ [bio/eco] Q (%)
308	$\gamma 1$ [bio/eco] S (%)	324	g3 [bio] Q (%)	340	$\alpha 2$ [bio/eco] Q (%)
309	$\gamma 2$ [bio/eco] S (%)	325	h [bio] Q (%)	341	β [bio/eco] Q (%)
310	ζ [bio/eco] S (%)	326	A [eco] Q (%)	342	$\delta 1$ [bio/eco] Q (%)
311	a1 [bio] Q (%)	327	B1 [eco] Q (%)	343	$\delta 2$ [bio/eco] Q (%)
312	b1 [bio] Q (%)	328	B2 [eco] Q (%)	344	ϵ [bio/eco] Q (%)
313	b2 [bio] Q (%)	329	C1 [eco] Q (%)	345	$\gamma 1$ [bio/eco] Q (%)
314	c1 [bio] Q (%)	330	C2 [eco] Q (%)	346	$\gamma 2$ [bio/eco] Q (%)
315	c2 [bio] Q (%)	331	D1 [eco] Q (%)	347	ζ [bio/eco] Q (%)
316	d1 [bio] Q (%)	332	D2 [eco] Q (%)		

- l'abondance de groupes fonctionnels homogènes, non taxonomiques, définis sur la base d'une combinaison de caractéristiques (i) biologiques (N°311 à 325 dans le tableau IV), (ii) écologiques (N°326 à 338), ou (iii) biologiques et écologiques (N°339 à 347).

2.2 - Métriques de caractérisation biologique et conditions de référence

L'objectif est de déterminer quelles sont les métriques les plus aptes à (i) caractériser l'état écologique d'un cours d'eau, (ii) identifier un état de perturbation, (iii) indiquer la nature de cette perturbation et (iv) renseigner sur son intensité.

Plusieurs questions préalables doivent être abordées :

(i) Les conditions de référence sont-elles différentes au sein d'une HER en fonction de la taille du cours d'eau ?

En d'autres termes, l(a plupart d)es métriques testées prennent-elles des valeurs significativement différentes pour les « très petits » (TP), « petits » (P), « moyens » (M), « grands » (G) et « très grands » (TG) cours d'eaux ?

Si la réponse est « oui », il conviendra de déterminer si les conditions de référence doivent être préférentiellement décrites par des métriques sensibles au facteur « taille du cours d'eau ».

(ii) Les conditions de référence sont-elles différentes d'une HER à l'autre, pour une même taille du cours d'eau ?

En d'autres termes, le facteur « zone hydroécologique » a-t-il une influence sur la structure et la composition des peuplements benthiques de référence, de

nature à générer des différences significatives dans les valeurs des métriques testées, pour des cours d'eaux de taille comparable ?

Si la réponse est « oui », il conviendra également de déterminer si les conditions de référence doivent être préférentiellement décrites par des métriques sensibles au facteur « HER »

(iii) Au sein d'une combinaison « HER x taille de cours d'eau » donnée, les métriques testées présentent-elles des variations saisonnières ou inter-annuelles significatives ?

(iv) Les métriques testées sont-elles capables d'identifier un état perturbé ?
La réponse à cette question permettra d'effectuer une première sélection de métriques potentiellement intégrables dans un outil de bioévaluation parmi le pool de métriques candidates.

Tableau V : Répartition des relevés correspondant à des stations de référence (R + rpd) par type (= classe de taille) de cours d'eau (TP = très petit. P = Petit ; M = Moyen ; G = Grand ; TG = Très Grand), au sein de chaque HER (N° 1 à 22).

(N° HER)	(Taille de cours d'eau)				
	1-TP	2-P	3-M	4-G	5-TG
1	57	39	0	0	0
2	34	27	0	5	0
3	46	68	12	6	0
4	60	11	0	0	0
5	137	58	0	1	0
6	33	13	25	15	5
7	17	32	7	11	0
8	31	29	11	0	0
9	68	14	0	2	0
10	48	13	6	18	0
11	11	0	2	0	0
12	29	12	6	0	1
13	7	10	1	2	0
14	19	14	0	0	0
15	15	6	6	0	0
16	0	24	23	10	0
17	4	2	0	0	0
18	0	0	0	0	0
19	14	9	0	0	0
20	2	4	0	0	0
21	53	21	11	0	0
22	24	0	0	0	0

(v) Certaines des métriques testées réagissent-elles spécifiquement à une perturbation de nature déterminée ?

Ces métriques pourraient alors être préférentiellement incluses dans un indice plus particulièrement destiné à identifier une catégorie de pression parmi les 4 catégories testées.

(vi) Certaines des métriques testées réagissent-elles spécifiquement à une intensité de perturbation déterminée ?

Au-delà de l'identification de la nature de la perturbation, une identification de l'intensité de la pression anthropique deviendrait envisageable.

2.2.1 - Les conditions de référence sont-elles différentes au sein d'une HER en fonction de la taille du cours d'eau ?

Procédure statistique : Pour chacune des 347 métriques, au sein de chaque HER, les distributions de valeurs prises par les groupes de relevés respectivement réalisés sur les sites de référence (R + rpd) associés aux différents types de cours d'eau (TP, P, M, G et/ou TG) sont comparées par des tests non paramétriques de Kruskal - Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney lorsque deux types de cours d'eau seulement ont été échantillonnés sur une HER). Si pour une métrique donnée, au sein d'une HER, une hétérogénéité significative dans les distributions de valeurs est démontrée parmi les différents types de cours d'eau échantillonnés, un test « post-hoc » non paramétrique est alors appliqué, pour identifier précisément où se situent (i.e. entre quels types de cours d'eau) les différences significatives.

Une des difficultés d'analyse réside dans l'hétérogénéité d'échantillonnage des sites de référence dans les différents types de cours d'eau au sein des HER (cf. Tableau V). Ainsi, aucune station de référence « vraie » ou « par défaut » n'a été échantillonnée dans l'HER 18. Dans l'HER 22 (« Ardennes »), les données faunistiques sur des sites de référence sont uniquement disponibles sur les TP cours d'eaux. Dans plusieurs HER des données ne sont disponibles que sur 2 tailles de cours d'eau sur 5 (e.g. HER 1, 4, 11, 14, 17, 19 et 20).

Résultats :

Un grand nombre de métriques montre une hétérogénéité « inter-tailles de cours d'eau » significative ($p < 0,05$) au sein d'une même HER [e.g. 242 (69,7% - pour l'HER 10), 229 (66,0% - pour l'HER 3), 207 (59,7 % - pour les HER 2 & HER 7) et 200 (57,6%, pour l'HER 15)]. La proportion de réponses significatives est en général d'autant plus importante que la quantité d'information faunistique disponible est plus élevée.

Ainsi, le faible nombre de différences significatives observées dans certaines HER, est souvent lié à un faible effort d'échantillonnage dans les sites de référence (e.g. 6 listes faunistiques disponibles seulement sur 2 classes de taille de cours d'eau pour les HER 17 et 20).

Tableau VI : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les HER 1, 4, 11, 14, 17, 19 et 20). Nombre de métriques, parmi les 347 testées, montrant une hétérogénéité de distribution significative ($p < 0.05$) parmi les différents types (= tailles) de cours d'eaux testés (cf. Tableau V), pour 3 valeurs différentes de risque d'erreur α .

	risque α		
	$p < 0,05$	$p < 0,01$	$p < 0,001$
HER 1	69	23	6
HER 2	207	149	83
HER 3	229	180	118
HER 4	118	73	31
HER 5	116	71	33
HER 6	179	128	71
HER 7	207	152	107
HER 8	197	148	99
HER 9	134	81	34
HER 10	242	198	131
HER 11	52	6	3
HER 12	34	18	9
HER 13	26	5	0
HER 14	86	43	16
HER 15	200	112	36
HER 16	119	67	14
HER 17	0	0	0
HER 18			
HER 19	142	76	32
HER 20	0	0	0
HER 21	43	10	0
HER 22			

De manière assez logique, les métriques les plus sensibles à un effet « taille de cours d'eau » au sein des sites de référence dans les différentes HER sont principalement les fréquences relatives d'utilisation de certaines modalités de traits écologiques qui concernent plus particulièrement les variables « distribution longitudinale » (e.g. les modalités « épipotamon », « crénon », « épirithron » ou métapotamon » ; cf. Tableau VII), « distribution altitudinale » (e.g. « lowlands », « alpine level »), « valeur saprobiale » (e.g. « xenosaprobic », « oligosaprobic », « α -mesosaprobic » ou « β -mesosaprobic »), sensibilité à la « salinité » (e.g. « freshwater » et « brackish water ») ou préférendum en matière de vitesse du courant (e.g. « null » ou « fast »).

Tableau VII : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les HER 1, 4, 11, 14, 17, 19 et 20). Classement des métriques en fonction du nombre de différences « inter-tailles » de cours d'eau significatives ($p < 0.05$) observées sur les 20 HER (cf. Tableau V pour les nombres de listes testées par classe de taille). Pour une métrique donnée, « Nb HER » est le nombre d'HER présentant une hétérogénéité de distribution significative des valeurs de cette métrique au sein des différentes « tailles » de cours d'eau.

Métriques	Nb HER	Métriques	Nb HER
epipotamon	15	BBI	3
crenon	13	Porifera (S)	3
epirithron	13	Nemathelminthes S (%)	3
metapotamon	13	Porifera S (%)	3
lowlands	13	Hemiptera S (%)	3
alpine level	13	Porifera Q (%)	3
oligotrophic	13	Diptera Q (%)	3
oligosaprobic	13	living macroinvertebrates (food)	3
β mesosaprobic	13	piercer	3
α mesosaprobic	13	Current.velocity preferences (overlap)	3
C2 [eco] S (%)	13	Reproduction (specialization)	3
α 2 [bio/eco] S (%)	13	Resistance.forms (specialization)	3
γ 1 [bio/eco] S (%)	13	δ 1 [bio/eco] S (%)	3
Leptophlebiidae	12	δ 2 [bio/eco] S (%)	3
Sel_Trichoptera_GS	12	Lepidoptera (S)	2
piedmont.level	12	Lepidoptera S (%)	2
13a : lowlands, oceanic	12	Lepidoptera Q (%)	2
null	12	EPT/D Q (%)	2
freshwater	12	Ol+D Q (%)	2
brackish water	12	Substrate.preferendum (specialization)	2
cold	12	F1 [eco] S (%)	2
xenosprobic	12	ε [bio/eco] Q (%)	2
b1 [bio] Q (%)	12	Hymenoptera (S)	1
A [eco] Q (%)	12	Hymenoptera S (%)	1
ASPT	11	Hymenoptera S (%)	1
Trichoptera_taxa	11	hydrostatic vesicle	1
lakes	11	g2 [bio] S (%)	1
2 : Pyrennes	11	G1 [eco] S (%)	1
organic detritus, litter	11	ε [bio/eco] S (%)	1
fast	11	e2 [bio] Q (%)	1

S'ajoutent également (i) des métriques qui évaluent la fréquence relative des organismes appartenant à des groupes fonctionnels homogènes quant à leurs caractéristiques biologiques (e.g. « b1 [bio] Q (%) »), écologiques (« C2 [eco] S

(%)», « A [eco] Q (%) ») ou bio/écologiques (« α_2 [bio/eco] S (%) », « γ_1 [bio/eco] S (%) »), aussi bien en termes de richesse numérique (Q) qu'en termes de richesse taxonomique (S) et (ii) des indices biotiques comme l'ASPT (Tableau VII)

Les métriques les moins sensibles à un effet « taille de cours d'eau » sont plutôt des métriques de richesse taxonomique, souvent au sein de groupes faunistiques faiblement diversifiés dans les milieux d'eaux courantes (e.g. Porifera, Lepidoptera, Hymenoptera, Nematelminthes), mais également la fréquence relative des organismes appartenant à des groupes fonctionnels homogènes quant à leurs caractéristiques biologiques et/ou écologiques (e.g. « δ_1 [bio/eco] S (%) » ; « δ_2 [bio/eco] S (%) », « ε [bio/eco] Q (%) », « ε [bio/eco] S (%) », « F1 [eco] S (%) », « G1 [eco] S (%) », « g2 [bio] S (%) », « e2 [bio] Q (%) »), mais souvent faiblement représentés dans la communautés benthique (excepté « e2 [bio] » et , des indices composites de richesse numérique (e.g. le rapport [EPT/D] ou la somme [Oligochètes + Diptères]) ou l'indice biotique BBI.

En résumé, la sensibilité des métriques testées dans les sites de référence à un effet « taille de cours d'eau » est d'autant plus importante que ces métriques ont pour objectif de décrire directement certains aspects de la relation « faune x habitat » (i.e. métriques « écologiques »), en particulier si cette description s'effectue à large échelle spatiale. Elle est plus faible pour les métriques de richesse, lorsque celles-ci concernent des taxons ou des groupes fonctionnels faiblement représentés (et à valeur indicatrice pas clairement établie).

2.2.2 - Les conditions de référence sont-elles différentes d'une HER à l'autre, pour une même taille du cours d'eau ?

Procédure statistique : Pour chacune des 347 métriques et pour chaque classe de taille, les distributions de valeurs prises par les groupe de relevés respectivement réalisés sur les sites de référence (R + rpd) associés aux différentes HER sont comparées par des tests non paramétriques de Kruskal - Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney lorsque deux HER seulement ont été échantillonnées pour une classe de taille déterminée). Si pour une métrique donnée, pour une classe de taille déterminée, une hétérogénéité significative dans les distributions de valeurs est démontrée parmi les différentes HER échantillonnées, un test « post-hoc » non paramétrique est alors appliqué, pour identifier précisément où se situent (i.e. entre quelles HER) les différences significatives.

Une des difficultés d'analyse réside dans l'hétérogénéité d'échantillonnage des sites de référence dans les différents types de cours d'eau au sein des HER (cf. Tableau V).

Résultats : la quasi-totalité des métriques réagissent de manière significative à l'effet HER pour une classe de taille donnée. Comme indiqué dans le tableau VIIbis, la diminution du nombre de réponses significatives observées pour les plus grandes classes de taille peut directement être mise en relation avec la diminution du nombre d'HER échantillonnées (Test de corrélation de Pearson : $r = 0,92$ / $p = 0,025$), même si le nombre moyen de relevés par HER ne montre pas de corrélation significative avec le nombre de métriques réagissant significativement à l'effet HER (Test de corrélation de Pearson : $r = 0,76$ / $p = 0,135$), les faibles nombre de relevés rencontrés ne permettent pas d'avoir des tests très puissants.

Tableau VIIbis : Synthèse des résultats des tests de Kruskal-Wallis (ou de Wilcoxon - Mann Whitney pour les TG cours d'eau). Nombre de HER prises en compte pour chaque Classe de taille, Nombre moyen de relevés disponibles pour chaque combinaison HER x Taille et Nombre de métriques, parmi les 347 testées, montrant une hétérogénéité de distribution significative ($p < 0,05$) parmi les différentes HER testées.

	Nb HER	Nb moyen de relevés par HER	Nb de métriques significatives
1-TP	20	33	342
2-P	19	21	342
3-M	11	10	341
4-G	9	7	338
5-TG	2	3	333

2.2.3 - Les métriques présentent-elles des variations saisonnières ou inter-annuelles significatives au sein d'une combinaison « HER x taille de cours d'eau » donnée ?

Les communautés de macroinvertébrés benthiques sont soumises à des variations environnementales naturelles qui peuvent se produire soit périodiquement (*e.g.* changements saisonniers) soit de manière plus épisodique (*e.g.* étiages estivaux). Ces variations peuvent être plus ou moins brutales et plus ou moins sévères, entraînant des modifications plus ou moins fortes dans la structure et la composition des communautés d'invertébrés benthiques.

Afin d'éviter de confondre la détection de tels événements avec la détection de perturbations de nature anthropique, un outil de bio-indication se doit de prendre en compte ou de réduire l'influence de telles variations temporelles du biotope dans lequel évolue le compartiment biologique dans son diagnostic.

Les données disponibles pour les sites de référence ayant été acquises entre 2004 et 2008, et au cours des quatre saisons (Hiver, Printemps, Eté, Automne), nous avons donc étudié l'influence potentielle de trois effets temporels sur les communautés et les valeurs des métriques candidates : (i) un effet annuel (*e.g.* année particulièrement sèche ou humide), (ii) un effet saisonnier et (iii) un effet dû à des événements saisonniers exceptionnels, *i.e.* un effet interactif entre l'« Année » et la « Saison » (*e.g.* été de canicule).

Procédure Statistique : Nous avons déjà montré qu'au sein d'une HER donnée, il existait une forte influence de la taille du cours d'eau sur la structure et le fonctionnement des communautés de macroinvertébrés benthiques. Nous nous sommes donc placés à l'échelle du « type de cours d'eau », *i.e.* « HER x taille », pour estimer ces effets temporels. La très grande majorité des listes faunistiques disponibles sur les stations de référence (« Références vraies » + « Références par défaut ») ont été acquises sur les plus petites classes de taille de cours d'eau : « 1-TP » et « 2-P » (85,7% des listes disponibles, Tableau V). Nous avons donc choisi d'estimer cet effet temporel sur la base des données provenant uniquement des sites de référence correspondant aux classes de taille « 1-TP » et « 2-P » de chacune des HER

Afin de prendre en compte simultanément les effets annuels et saisonniers mais aussi les événements saisonniers exceptionnels, nous avons utilisé des Analyse de Variance à deux critères de classification (ANOVA2) qui nécessitent un plan d'analyse rigoureux avec (i) la prise en compte *a minima* de 2 conditions par facteurs (*i.e.* 2 x 2 combinaisons) et (ii) un même nombre d'observations disponibles pour chaque combinaison des 2 facteurs.

Dans le cas présent, les deux facteurs étudiés sont d'une part l'« Année » et d'autre part la « Saison », aussi pour pouvoir utiliser cette méthode nous avons dû sélectionner les types de cours d'eau qui disposent du même nombre de relevés pour chacune des 4 combinaisons minimum « Année x Saison » (*i.e.* pour chaque période d'échantillonnage).

De plus, afin de permettre (i) une pertinence statistique, (ii) la comparaison des différents types de cours d'eau sans rencontrer de biais statistique dû à la taille de l'échantillon testé et (iii) la prise en compte d'un maximum de conditions typologiques et de périodes d'échantillonnage différentes, nous avons fixé le nombre de relevés par combinaison à 3 pour tous les tests réalisés.

Sur les 44 types de cours d'eau potentiellement disponibles (22 HER x 2 tailles de cours d'eau), seuls 17 remplissent les conditions que nous venons de définir, *i.e.* un minimum de 3 relevés obtenus sur des sites de référence pour au moins 4

périodes d'échantillonnage. Le détail de la répartition des relevés disponibles entre les différentes périodes d'échantillonnage pour chacun des types de cours d'eau retenu est donné dans le tableau VIII.

Tableau VIII : Répartition des relevés correspondant à des stations de référence (R + rpd) par période d'échantillonnage (= combinaison Année x Saison) au sein de chacun des type de cours d'eau retenus (TP = très petit. P = Petit). Les relevés indiqués dans les cellules grisées ne sont pas pris en compte dans l'analyse.

HER 1 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	1	2	0
2005	0	3	5	5
2006	0	5	7	12
2007	1	5	5	4
2008	0	0	2	0

HER 1 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	0	5	6
2006	0	4	4	8
2007	0	5	3	4
2008	0	0	0	0

HER 2 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	2	2	4
2006	4	2	4	4
2007	5	0	2	5
2008	0	0	0	0

HER 2 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	2	0	2	4
2006	3	0	3	5
2007	3	0	4	1
2008	0	0	0	0

HER 3 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	0	4	2
2006	0	7	5	7
2007	0	11	8	2
2008	0	0	0	0

HER 3 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	9	13	1
2006	0	8	6	5
2007	0	8	12	5
2008	0	0	1	0

HER 4 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	11	9	0
2006	0	10	10	0
2007	0	10	10	0
2008	0	0	0	0

HER 5 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	13	15	16
2006	2	21	16	8
2007	2	10	24	10
2008	0	0	0	0

HER 5 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	7	7	4
2006	1	9	7	3
2007	1	5	10	4
2008	0	0	0	0

HER 6 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	5	2	5
2006	0	7	1	4
2007	1	3	3	1
2008	1	0	0	0

Tableau VIII (suite): Répartition des relevés correspondant à des stations de référence (R + rpd) par période d'échantillonnage (= combinaison Année x Saison) au sein de chacun des type de cours d'eau retenus (TP = très petit. P = Petit) Les relevés indiqués dans les cellules grisées ne sont pas pris en compte dans l'analyse.

HER 7 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	6	2	4
2006	0	6	1	4
2007	1	3	3	2
2008	0	0	0	0

HER 8 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	6	5	0
2006	0	4	4	3
2007	0	0	6	0
2008	0	0	1	0

HER 9 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	1
2005	0	23	13	4
2006	0	6	9	2
2007	0	4	2	4
2008	0	0	0	0

HER 10 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	12	7	2
2006	0	7	6	0
2007	0	6	8	0
2008	0	0	0	0

HER 16 / P	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	0	0	0
2006	0	3	5	0
2007	0	4	4	0
2008	0	2	6	0

HER 21 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	9	16	0
2006	0	6	10	1
2007	0	4	6	1
2008	0	0	0	0

HER 22 / TP	Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004	0	0	0	0
2005	0	3	3	1
2006	0	3	4	1
2007	0	2	6	1
2008	0	0	0	0

Pour chaque type de cours d'eau étudié, nous avons sélectionné les relevés correspondant aux périodes d'échantillonnage (*i.e.* les combinaisons « Année x Saison ») satisfaisant les conditions d'application de l'ANOVA2. Lorsque des périodes d'échantillonnage disposent d'un nombre de relevés plus important que les 3 requis, nous avons sélectionné aléatoirement 3 relevés parmi ceux disponibles.

Finalement, nous avons testé avec l'ANOVA2 l'effet de (i) l'année, (ii) la saison et (iii) l'interaction entre « année » et « saison » pour chacune des 347 métriques préalablement calculées.

Cette procédure est répétée pour chaque type de cours d'eau sélectionné.

Résultats : Les variations temporelles sur les stations de référence sélectionnées sont relativement faibles (6,16% des métriques testées montrent une réponse significative) et parmi celles-ci, ce sont les variations saisonnières qui ont le plus d'effet (10%) alors que les effets « année » ou « événements saisonniers exceptionnels » sont plus de deux fois moins importants (respectivement 4,52% et 3,94%).

Il semble les communautés des différents types de cours d'eau aient une sensibilité (*i.e.* la proportion de métriques réagissant de manière significative) aux variations temporelles différente. Pour les effets « Année », « Saison » et « Année x Saison » on observe respectivement une variation de la sensibilité d'un facteur 30 suivant les HER (min : 0,35 [HER 2 x P] / max : 10,28 [HER 4 x TP]), 8 (min : 3,82 [HER 16 x P] / max : 32,34 [HER 5 xP]) et 15 (min : 0,91 [HER 1 x P] / max : 13,76 [HER 8 x P]). Le détail de la sensibilité temporelle globale ainsi que des sensibilités de chacun des types de cours d'eau aux variations annuelles, saisonnières et aux événements saisonniers exceptionnels est donné dans le tableau IX.

2.2.3.1 - Variabilité régionale de la sensibilité des communautés d'invertébrés aux variations temporelles

Procédure statistique : Les communautés semblent montrer une sensibilité différente en fonction de l'HER à laquelle elles appartiennent. Nous avons montré que quelque soit le type de cours d'eau, les communautés ont une certaine sensibilité aux variations temporelles. Aussi pour mieux apprécier le caractère original des communautés de chacun des types de cours d'eau par rapport aux autres, nous avons calculé pour chaque effet (annuel, saisonnier, événement saisonnier exceptionnel) et de manière globale un indice appelé SES (Standardized Effect Size [GOTELLI & McCABE 2002]) qui permet de quantifier la direction et la magnitude de la différence entre la sensibilité des communautés appartenant à ce type et la sensibilité des communautés de l'ensemble des types étudiés. Un exemple de calcul du SES est donné pour les très petits cours d'eaux de l'HER 4 :

$$SES_{HER4 \times TP} = (S_{HER4 \times TP} - S_{\text{tous types}}) / \sigma_{\text{tous types}}$$

où :

* $S_{HER4 \times TP}$: Sensibilité des communautés appartenant au type de cours d'eau « HER4 x TP »

* $S_{\text{tous types}}$ et $\sigma_{\text{tous types}}$: respectivement la moyenne et l'écart-type des sensibilités des communautés de l'ensemble des types de cours d'eau

Tableau IX : Synthèse des résultats des tests d'ANOVA2. Proportion de métriques réagissant significativement ($p < 0.05$) aux différents effets temporels (Année, Saison, Année x Saison) et globalement sur chacun des 17 types de cours d'eau testés.

	Année	Saison	Année x Saison	Global
HER 1 TP	8,71	6,31	3,00	6,01
HER 1 P	4,27	8,54	0,91	4,57
HER 2 TP	3,95	6,91	7,57	6,14
HER 2 P	0,35	13,73	1,06	5,05
HER 3 TP	3,67	6,42	5,20	5,10
HER 3 P	4,27	13,11	5,79	7,72
HER 4 TP	10,28	13,08	4,36	9,24
HER 5 TP	4,24	10,00	4,85	6,36
HER 5 P	4,79	32,34	3,59	13,57
HER 6 TP	1,21	4,85	1,21	2,42
HER 7 P	2,19	8,15	2,19	4,18
HER 8 P	4,89	12,23	13,76	10,30
HER 9 TP	6,04	3,93	5,14	5,04
HER 10 TP	2,71	9,34	1,20	4,42
HER 16 P	3,82	3,82	0,96	2,87
HER 21 TP	6,93	9,94	3,61	6,83
HER 22 TP	3,85	7,40	2,37	4,54

Une valeur de SES positive pour un type de cours d'eau donné indique donc une plus grande sensibilité des communautés de ce type que ce qui est observé sur l'ensemble des types de cours d'eau. Inversement, une valeur négative de SES indique une sensibilité moindre que ce qui est observé à une échelle plus importante. La significativité est déterminée par une procédure bilatérale (*i.e.* types ayant un SES inférieur à -1,96 ou supérieur à 1,96).

Résultats : Nous avons représenté la valeur de SES pour chacun des types de cours d'eau et chaque effet (annuel, saisonnier, événements saisonniers exceptionnels et global) dans la Figure 4.

D'après la Figure 4a, il apparaît que les communautés de l'HER4 sont significativement plus sensibles que celles des autres HER aux variations annuelles. Au contraire on observe que les communautés de l'HER6 montrent une

tendance à une plus faible sensibilité que ce qui est observé au niveau de l'ensemble des HER étudiées ($SES < -1$).

Les communautés du type « HER5 x P » paraissent beaucoup plus sensibles aux variations saisonnières que les communautés de autres HER (Figure 4b), alors que les communautés échantillonnées dans la même HER mais sur des cours d'eau de très petite taille « HER5 x TP » ne se démarquent pas du comportement moyen des communautés sur l'ensemble des HER.

Si l'on considère les événements saisonniers exceptionnels, on remarque clairement une sensibilité beaucoup plus forte des communautés dans l'HER 8 (Figure 4c). Ceci peut être expliqué par l'épisode cévenol qui s'est produit début septembre 2005. Ce phénomène météorologique est particulièrement violent et provoque souvent de graves inondations qui peuvent avoir des effets majeurs sur les communautés d'invertébrés benthiques.

D'une manière plus globale (Figure 4d), les communautés d'invertébrés du type « HER 5 x P » sont significativement plus sensibles que la moyenne. Une tendance similaire est observée pour les communautés des types « HER 4 x TP » et « HER 8 x P ». Dans ces trois cas, la sensibilité globale élevée provient d'une sensibilité très élevée à un seul type d'effet (annuel pour « HER 4 x TP », saisonnier pour « HER 5 x P » et saisonnier exceptionnel pour l'HER 8) ; leur sensibilité aux autres effets ne se démarquant pas notablement de la sensibilité moyenne. Par contre, les communautés des HER 6 et 16 présentent une tendance à une sensibilité moindre aux effets temporels, cette tendance étant plus ou moins la même pour les trois types d'effet.

Il est intéressant de noter que les communautés les moins sensibles aux variations temporelles proviennent des régions ayant le climat le plus méditerranéen (HER 6 Méditerranéen et HER 16 Corse). Les cours d'eau de ces régions sont soumis à un stress hydrique estival très important (temporalité fréquente), or nous ne voyons pas apparaître cet effet saisonnier sur les communautés d'invertébrés. Nous pouvons donc supposer que les communautés d'invertébrés se sont adaptées à ces conditions hydriques limitantes et à forte variabilité (épisodes d'étiage prolongés éventuellement ponctués de très fortes pluies orageuses).

L'adaptation des taxons à ce climat particulier les rendrait moins sensibles à d'autres sources de variation, e.g. temporelles, alors que les communautés des autres régions peut-être adaptées à des conditions plus stables seraient en retour plus sensibles à des variations périodiques ou épisodiques de leur environnement.

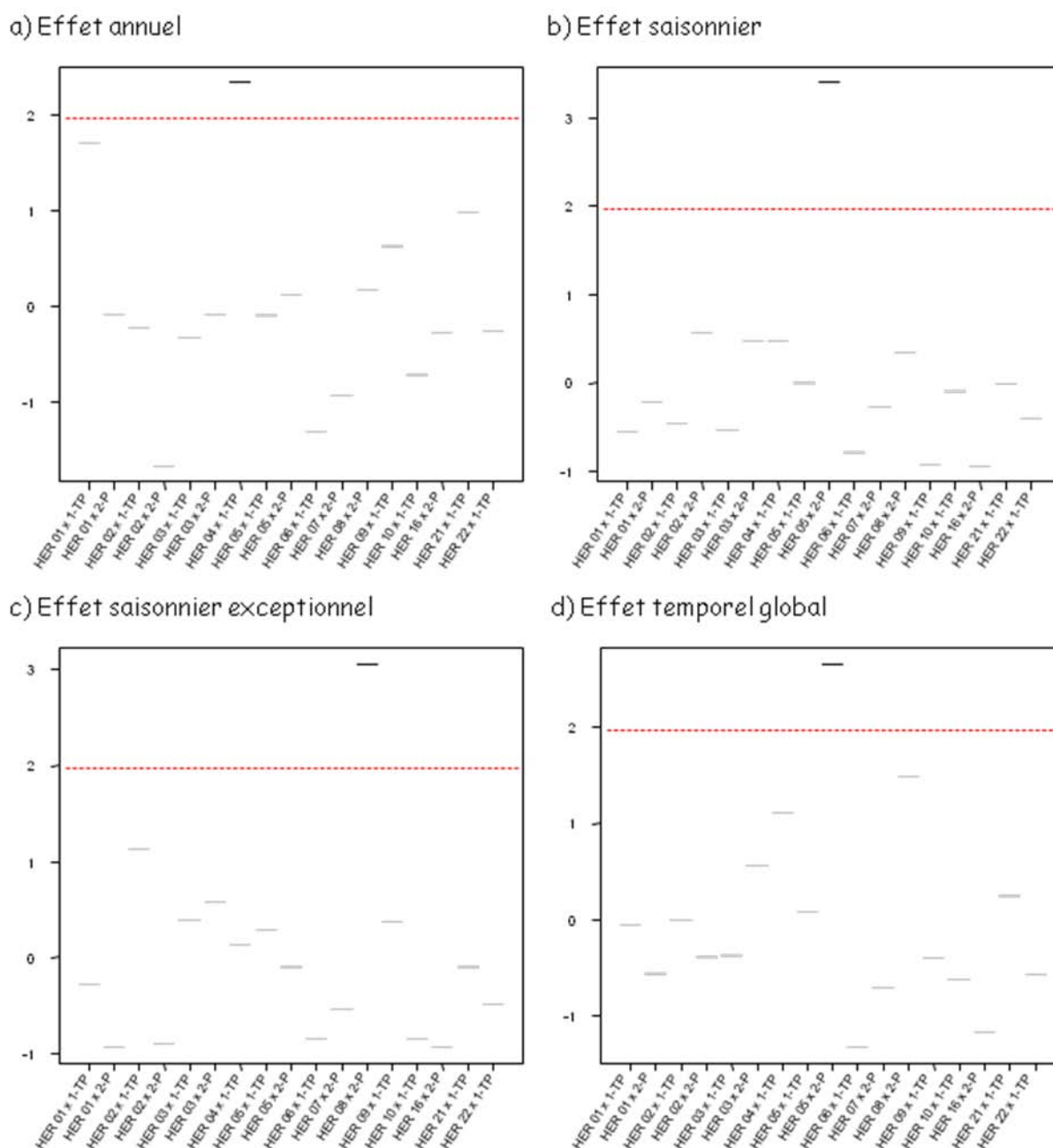


Figure 4 : Synthèse des tests d'ANOVA2 - Représentation de la différence à la moyenne (représentée par la valeur du « Standardized Effect Size » en ordonnée) de la sensibilité à chacun des types de variations temporelles des communautés pour chaque type de cours d'eau. Les lignes pointillées rouges représentent le seuil de significativité au risque $\alpha = 0,05$. Les valeurs de SES significatives sont représentées en noir, celles non significatives en gris

2.2.3.2 - Variabilité longitudinale de la sensibilité des communautés d'invertébrés aux variations temporelles

En recherchant des différences de sensibilité entre les communautés des différents HER, nous avons observé (e.g. pour l'HER 5) qu'il existait des niveaux

de réponse différents au sein d'une même HER en fonction de la classe de taille considérée.

Nous avons donc cherché à déterminer s'il existait un « pattern » de sensibilité commun aux différentes HER lorsque l'on considère les deux classes de taille « 1-TP » et « 2-P ».

Parmi les 17 types de cours d'eau testés pour les effets temporels, 8 correspondent aux deux classes de taille, « 1-TP » et « 2-P », dans 4 HER différentes (HER 1 : Pyrénées, 2 : Alpes internes, 3 : Massif central Sud et 5 : Jura, Préalpes du Nord).

La gamme des valeurs de sensibilité semble différente selon que l'on considère les communautés de la classe de taille « 1-TP » ou celles de la classe de taille « 2-P » (Figure 5). De plus le sens de variation de la sensibilité entre les deux classes de taille est inversée selon le type d'effet que l'on teste (annuel, saisonnier, saisonnier exceptionnel). Les communautés des très petits cours d'eau semblent ainsi plus sensibles aux effets annuels et saisonniers exceptionnels que les communautés des petits cours d'eau (Figures 5a et 5c). Au contraire les communautés des très petits cours d'eau semblent moins sensibles aux effets saisonniers que celles des petits cours d'eau (Figure 5b).

Nous pouvons tenter d'expliquer l'apparente plus grande sensibilité des petits cours d'eau aux variations saisonnières en nous basant sur la théorie du River Continuum Concept de VANNOTE *et al.* (1980). En tête de bassin, les communautés des très petits cours d'eau seraient composées de deux grandes guildes : les « broyeurs » et les « collecteurs », un peu plus en aval l'importance des broyeurs diminuerait au profit d'une autre guildes : les « brouteurs », les collecteurs gardant la même importance. Les broyeurs se nourrissent essentiellement de litière organique allochtone, i.e. de feuilles mortes provenant de la ripisylve, même si l'apport en ce type de nourriture est relativement restreint dans le temps (à l'automne), sa disponibilité dans la rivière est relativement importante tout le long de l'année. Au contraire la principale source de nourriture des brouteurs est autochtone, e.g. le biofilm, or la disponibilité de ce type de nourriture est directement dépendante de la période de l'année à laquelle l'observation est réalisée : quasi nulle en hiver, elle devient très importante en été. Ainsi le différentiel de sensibilité des communautés des cours d'eau appartenant à ces deux classes de taille pourrait s'expliquer en partie par une différence de fonctionnement de ces systèmes suivant la période de l'année, cette différence de fonctionnement trouvant son origine dans les variations temporelles des sources d'énergie entrant dans le système.

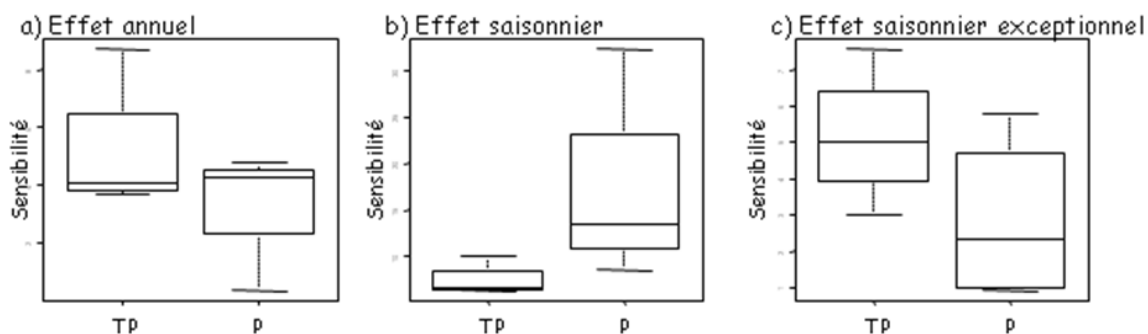


Figure 5 : Synthèse des tests d'ANOVA2 - Distribution des valeurs de sensibilité des communautés des HER 1, 2, 3 et 5 en fonction de la taille du cours d'eau où elles ont été échantillonnées. Les limites inférieures et supérieures de chaque boîte représentent respectivement le premier et le troisième quartiles de la distribution. La ligne noire représente la médiane et les longueurs des moustaches correspondent à 1,5 fois l'interquartile dans la boîte.

Par définition les très petits cours d'eaux, sont les premiers sur le gradient longitudinal et sont caractérisés par une quasi-absence d'affluents. Cette particularité les rend très sensibles aux facteurs pouvant affecter leur débit. On comprend donc que des années très sèches ou des phénomènes de sécheresse estivale exceptionnels peuvent, en provoquant des épisodes d'étiage sévères, modifier de façon drastique la structure et le fonctionnement des communautés d'invertébrés benthiques autochtones. Situés un peu plus bas le long du gradient longitudinal, les petits cours d'eau ont un bassin versant plus grand ainsi que quelques affluents. Un phénomène épisodique de sécheresse ou une année à faible pluviométrie pourront donc être plus facilement amortis et les variations de débit atténuées du fait du pouvoir tampon procuré par la plus grande surface du bassin versant ainsi que par le soutien à l'étiage éventuel apporté par certains des affluents.

2.2.3.3 - Indications pour la sélection de métriques utilisées pour définir l'état de référence

Parmi les 347 métriques testées, 31 ne sont sensibles à aucun des effets testés (« Année », « Saison », « Année x Saison ») et 23 ne sont sensibles qu'à l'effet saisonnier (« Année » : 0 / « Saison » : 1 / « Année x Saison » : 0) et de manière limitée.

Douze de ces métriques correspondent à des mesures de richesse ou d'abondance de taxons « très rares » (e.g. Porifera, Lepidoptera, Hymenoptera, Bryozoa).

Les 42 autres métriques correspondent à des indices biotiques (e.g. BBI, IBE, DSFI), des mesures de richesse ou d'abondance de taxons (ou combinaisons de taxons) potentiellement indicatrices d'une perturbation [e.g. Ephemeroptera (S), Diptera (S)], des métriques relatives à la spécialisation ou à l'homogénéité des niches écologiques des taxons [e.g. Saprobity (overlap), Number of cycles per year (specialization)] et des mesure de richesse ou d'abondance de certains groupes fonctionnels homogènes [e.g. a1 [bio] (%S), e3 [bio] (%S)] (cf. Tableau IXbis).

Tableau IXbis : Synthèse des résultats des tests d'ANOVA2. Liste des métriques ne montrant aucune sensibilité ou une sensibilité très faible aux variations temporelles.

Diversité	Richesse ou abondance de groupes fonctionnels homogènes	Richesse ou abondance de taxons rares
Diversity (Margalef)	a1 [bio] (%S)	Porifera (S)
Diversité Ecologique	b1 [bio] (%S)	Lepidoptera (S)
Diversité Bio-écologique	d2 [bio] (%S)	Porifera (%S)
	e3 [bio] (%S)	Lepidoptera (%S)
	a1 [bio] (%Q)	Bryozoa (%S)
	e3 [bio] (%Q)	Hymenoptera (%S)
	g2 [bio] (%Q)	Porifera (%Q)
	B1 [eco] (%Q)	Bryozoa (%Q)
	F2 [eco] (%Q)	Planipennia (%Q)
	F3 [eco] (%Q)	Lepidoptera (%Q)
	G2 [eco] (%Q)	Hymenoptera (%Q)
		Cnidaria (%S)
Indices Biotiques	Recouvrement ou Spécialisation de niches	
BBI	Saprobity overlap	
IBE	Locomotion (ove)	
DSFI	Salinity.preferendum (ove)	
	Life.cycle.duration (specialization)	
	Number of cycles per year (spe)	
	Locomotion (spe)	
Richesse ou d'abondance de taxons	Modalité de traits fonctionnels	
Diptera (S)	>= 8 cm	
Ephemeroptera (S)	banks, connected side arms	
EPT/D (S)	mesotrophic	
Odonata (S)	hydrostatic vesicle	
Bivalvia (S)		
Crustacea (%S)		
Hirudinea (%S)		
Bivalvia (%S)		
Hydracarina (%S)		
Leptophlebiidae		
Cordulegaster + Dinocras (AQEM, I)		
Crustacea (Q)		
Bivalvia (Q)		
Hemiptera (%Q)		
Odonata (%Q)		

Si ces 42 métriques permettent de discriminer l'état de référence des états de moindre qualité, elles pourraient être de bonnes candidates pour décrire l'état de référence des cours d'eau.

2.2.4 - Les métriques testées sont-elles capables d'identifier un état perturbé ?

La recherche de métriques potentiellement intéressantes pour identifier un état perturbé (quel que soit le type de perturbation = métriques « généralistes ») d'une part, pour identifier un type de perturbation déterminé (= métrique « spécialistes ») d'autre part a été réalisée en utilisant deux approches statistiques complémentaires.

2.2.4.1. - Première approche

2.2.4.1.1. - Procédure statistique

Compte tenu de la faible quantité de données actuellement bancarisées sur le Réseau de Contrôle de Surveillance, il paraît inenvisageable de tester statistiquement l'efficacité des 347 métriques candidates par « HER x taille de cours d'eau x catégorie de perturbation x intensité » (cf. Tableau III)

Tableau X : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs globaux de dégradation. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

	Acidification - Médiocre (n= 7)	Pollution.Organique - Moyen (n= 33)	Pollution.Organique - Médiocre (n= 28)	HAP - Moyen (n= 6)	Micropolluants Minéraux - Moyen (n= 23)	Micropolluants Minéraux - Médiocre (n= 11)
α mesosaprobic	0,0225	0,0000	0,0000	0,0360	0,0020	0,0367
Diversity Shannon (H')	1,0000	0,0001	0,0014	0,0360	0,0320	0,0113
Gastropoda S (%)	0,0360	0,0006	0,0002	0,0360	0,0045	0,9645
EPTCO S (%)	0,9326	0,0000	0,0000	0,0360	0,0041	0,0185
TROPHIC_Sel_Grazers	0,0759	0,0000	0,0000	0,0360	0,0009	0,0113
Sel_Ephemeroptera_GS	0,2945	0,0006	0,0003	0,0360	0,0498	0,0294
larva	0,0225	0,0002	0,0010	0,0360	0,0498	0,9645
adult	0,0225	0,0003	0,0002	0,0360	0,0345	0,5633
ovoviviparity	0,0225	0,0000	0,0000	0,0592	0,0078	0,0234
aerial active (dissemination)	0,0519	0,0000	0,0000	0,0360	0,0143	0,0367
living microphytes (food)	0,5541	0,0001	0,0000	0,0360	0,0078	0,0367
metarhtron	0,4469	0,0001	0,0000	0,0360	0,0054	0,0145
Ph < 4	0,0225	0,0001	0,0000	0,0360	0,4562	0,0234
b1 [bio] S (%)	0,3525	0,0000	0,0002	0,0360	0,0037	0,0454

Nous avons donc choisi de tester statistiquement, pour une catégorie et une intensité de perturbation données, la distribution des écarts entre valeur moyenne d'une métrique en situation de référence et valeur moyenne

« comparable » (i.e. pour la même combinaison [HER X taille de cours d'eau]) de la même métrique en « situation perturbée », sur l'ensemble des HER et l'ensemble des « tailles de cours d'eaux disponibles.

La procédure statistique utilisée est une procédure non paramétrique, pour échantillons appariés (tests de Wilcoxon III).

2.2.4.1.2. - Résultats

Tableau XI : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination organique. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

	Acidification - Médiocre (n= 7)	Pollution.Organique - Moyen (n= 33)	Pollution.Organique - Médiocre (n= 28)	HAP - Moyen (n= 6)	Micropolluants Minéraux - Moyen (n= 23)	Micropolluants Minéraux - Médiocre (n= 11)
Eveness Pielou (J)	0,2719	0,0027	0,0393	0,0592	0,3536	0,0830
SPEARorganic	0,2049	0,0006	0,0127	0,5294	0,3536	0,0830
Crustacea (S)	0,0759	0,0454	0,0325	0,6750	0,3064	0,3066
Hirudinea S (%)	0,1422	0,0056	0,0012	0,0591	0,2055	0,3066
Turbellaria S (%)	1,0000	0,0242	0,0113	0,6750	0,6730	0,3983
Ephemeroptera S (%)	0,3525	0,0009	0,0173	0,1422	0,4748	0,1682
EPT Q (%)	0,6726	0,0000	0,0065	0,4017	0,2940	0,1973
size >= 2-4 cm	0,1508	0,0320	0,0006	0,5294	0,8911	0,6891
size >= 4-8 cm	0,5541	0,0306	0,0014	0,5294	0,7726	0,8939
nb generations/yr > 1	0,3525	0,0000	0,0000	0,0592	0,0534	0,0830
free isolated eggs	0,4469	0,0267	0,0098	0,0935	0,5132	0,6248
clutches in vegetation	0,2719	0,0043	0,0007	0,8339	0,1664	0,9645
asexual reproduction	0,6726	0,0030	0,0001	0,0935	0,1858	0,8241
plastron	0,6726	0,0050	0,0006	0,0935	0,0658	0,0684
surface swimmer	0,0519	0,0011	0,0111	0,2945	0,4748	0,5633
full water swimmer	0,4469	0,0454	0,0013	0,8339	0,1322	0,7557
burrower	0,6726	0,0112	0,0196	0,2945	0,1103	0,1682
interstitial	0,6726	0,0280	0,0012	0,2084	0,7960	0,2300
living microinvertebrates (food)	0,6726	0,0009	0,0163	0,1422	0,2296	0,9645
living macroinvertebrates (food)	0,1508	0,0024	0,0352	0,8339	0,0914	0,1424
vertebrates (food)	0,5541	0,0036	0,0001	0,0592	0,1173	0,6891
4 : Alps	0,1508	0,0015	0,0004	0,0935	0,1858	0,3505
13b : lowlands, mediterranean	0,6726	0,0000	0,0001	0,0935	0,0573	0,3505
sand (substrate)	0,1083	0,0034	0,0070	0,4017	0,0573	0,6891
Aquatic stages (overlap)	0,2049	0,0106	0,0030	0,8339	0,1759	0,5049
Locomotion (overlap)	0,9326	0,0025	0,0119	0,0935	0,2180	0,1973
Biogeographic.regions (specialization)	0,1083	0,0435	0,0065	0,2084	0,1402	0,6891
Diversité.Ecologique	0,9326	0,0025	0,0057	0,0935	0,1664	0,1000
d1 [bio] S (%)	0,1508	0,0388	0,0439	0,2945	0,6814	0,3505
h [bio] S (%)	0,0759	0,0002	0,0000	0,1422	0,2180	0,1197
C2 [eco] S (%)	0,1508	0,0030	0,0221	0,1775	0,1664	0,1424
C2 [eco] Q (%)	0,3525	0,0005	0,0075	0,0591	0,1173	0,3983

Compte tenu des données disponibles, seules les comparaisons : « Référence » versus « Acidification » (cl. « médiocre », n =7) », « Référence » versus « Contamination organique » (cl. « moyenne », n = 33 et « médiocre », n = 28), « Référence » versus « HAP » (cl. « moyenne », n = 6) et « Référence » versus « Micropolluants minéraux » (cl. « moyenne », n = 23 et « médiocre », n = 11) ont pu être réalisées.

2.2.4.1.2.1. - Métriques indicatrices d'un état perturbé

La synthèse des résultats obtenus par cette première approche montre **que plusieurs métriques peuvent être indicatrices d'un état de perturbation, quelles que soient la nature et l'intensité de la perturbation**. En effet 14 métriques distinguent significativement au moins 5 des 6 combinaisons « catégorie x intensité » de perturbation (cf. Tableau X).

La fréquence relative des organismes « α -mesosaprobés », la fréquence d'utilisation d'une stratégie de reproduction par « ovoviviparité » et d'un mode de dissémination « aérien, actif » sont les 3 métriques qui réagissent significativement à toutes les combinaisons « catégorie x intensité » de perturbation testées avec un risque d'erreur de première espèce inférieur à 0,06 (Tableau X).

La diversité taxonomique de Shannon-Weaver, la richesse en EPCTO, la fréquence d'utilisation des « macrophytes » comme source de nourriture, la fréquence relative des organismes caractéristiques du « metarhithron » et la fréquence relative des espèces appartenant au groupe fonctionnel « b1 » (défini sur des critères biologiques ; cf. USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000) identifient toutes les catégories et intensités de perturbation, exceptée l'acidification.

La fréquence d'apparition des organismes les plus tolérants à l'acidification (i.e. présents à pH < 4) et la fréquence relative des organismes à « larves » ou « adultes » aquatiques peinent à identifier les contaminations métalliques à intensité modérée ou forte, mais répondent significativement aux autres types de perturbation testés.

Compte tenu de ces premiers résultats, la mise au point d'un indice multimétrique de bioindication destiné à mettre en évidence efficacement un état perturbé, dès le franchissement de la limite bon état/état moyen paraît envisageable, compte tenu du pool de métriques candidates présentant des propriétés compatibles avec cet objectif.

2.2.4.1.2.2. - Métriques indicatrices d'une contamination organique

Cent soixante quatre des 347 métriques testées sont capables de distinguer significativement une situation de référence d'une situation de contamination organique, que cette contamination soit modérée (classe « état moyen ») ou plus forte (classe « état médiocre »).

Parmi ces 164 métriques, 28 sont capables de mettre significativement ($p < 0,05$) en évidence une contamination organique et exclusivement une contamination de nature organique (cf. Tableau XI).

Parmi ces métriques, on retrouve l'indice d'équitabilité de Pielou, le « Species at Risk » index (LIESS *et al.* 2006) prévu pour les molécules organiques, l'indice de diversité écologique (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000), des métriques de richesse (Ephemeroptera, Turbellaria, Hirudinea ou Crustacea) ou d'abondance relative (EPT), la fréquence relative de 14 modalités de traits biologiques (qui concernent la « taille maximale potentielle » des organismes, leur « temps de génération », leur « stratégie de reproduction », leur « mode de respiration », leur « relation au substrat » et leur « nourriture ») et de 3 modalités de traits écologiques, la fréquence relative de trois groupes fonctionnels basés sur les traits biologiques (d1 et h) ou écologiques (C2) et 3 indices de recouvrement (stades aquatiques, locomotion) ou de spécialisation (zones biogéographiques) de traits des taxons au sein des communautés benthiques calculés sur la base de leurs profils bio/écologiques (Tableau XI).

La mise au point d'un indice multimétrique de bioindication spécifiquement destiné à mettre en évidence une contamination de nature « organique » paraît donc également envisageable.

2.2.4.1.2.3. - Métriques indicatrices d'une acidification

Compte tenu des données actuellement disponibles, 18 des 347 métriques candidates distinguent significativement la communauté d'une station acidifiée (classe « médiocre ») d'une communauté de référence. Parmi ces 18 métriques, 3 métriques seulement ont été identifiées comme susceptibles de mettre spécifiquement en évidence une acidification (cf. Tableau XII).

Il s'agit de l'abondance numérique (exprimée sous forme logarithmique) et de la richesse taxonomique globale, ainsi que du nombre de taxons au sein de la classe des Gastéropodes.

Tableau XII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une acidification. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

	Acidification - Médiocre (n= 7)	Pollution.Organique - Moyen (n= 33)	Pollution.Organique - Médiocre (n= 28)	HAP - Moyen (n= 6)	Micropolluants Minéraux - Moyen (n= 23)	Micropolluants Minéraux - Médiocre (n= 11)
Log (abundance + 1)	0,0225	0,7887	0,1755	0,8339	0,3380	0,3066
Richness	0,0346	0,0006	0,0000	0,1422	0,0156	0,1424
Gastropoda (S)	0,0360	0,1381	0,2694	0,1056	0,3807	0,5049

Il est à noter que le petit nombre de métriques mis en évidence peut être éventuellement lié à la faible quantité de données disponibles sur des sites atteints par cette catégorie de perturbation.

2.2.4.1.2.4. - Métriques indicatrices d'une contamination par les HAP

En l'état des données actuellement disponibles, 62 métriques identifient significativement une contamination modérée (classe « état moyen ») par les HAP.

Parmi celles-ci, 2 seulement peuvent être considérées comme des métriques indiquant spécifiquement une contamination par les HAP : il s'agit de la fréquence relative d'organismes eurythermes et la fréquence relative du groupe bio/écologique « $\delta 2$ » exprimée en termes d'abondances (Tableau XIII).

Tableau XIII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination par les HAP. Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

	Acidification - Médiocre (n= 7)	Pollution.Organique - Moyen (n= 33)	Pollution.Organique - Médiocre (n= 28)	HAP - Moyen (n= 6)	Micropolluants Minéraux - Moyen (n= 23)	Micropolluants Minéraux - Médiocre (n= 11)
eurythermic	0,7998	0,0863	0,2694	0,0360	0,3380	0,8939
δI [bio/eco] Q (%)	0,3525	0,1429	0,1300	0,0360	0,2669	0,1424

2.2.4.1.2.5. - Métriques indicatrices d'une contamination par les micropolluants

Vingt-huit métriques identifient simultanément une contamination modérée (classe « état moyen ») ou plus intense (classe « état médiocre ») par les micropolluants minéraux (cf. Tableau XIV).

Tableau XIV : Métriques ayant capacité à indiquer une contamination par les micropolluants minéraux, quel que soit le niveau de dégradation (i.e. classes « état moyen » ou « état médiocre »). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon III utilisés pour identifier une différence significative entre situation de référence et situation perturbée pour 6 combinaisons [catégorie x intensité] de perturbation.

	Acidification - Médiocre (n= 7)	Pollution.Organique - Moyen (n= 33)	Pollution.Organique - Médiocre (n= 28)	HAP - Moyen (n= 6)	Micropolluants Minéraux - Moyen (n= 23)	Micropolluants Minéraux - Médiocre (n= 11)
GFI	0,6726	0,0000	0,0000	0,0591	0,0001	0,0408
EPT/D (S)	0,2719	0,0000	0,0000	0,1422	0,0070	0,0294
Coleoptera S (%)	0,7998	0,0018	0,0003	0,4017	0,0033	0,0454
EPT/D S (%)	0,2719	0,0000	0,0000	0,1422	0,0070	0,0294
Coleoptera Q (%)	0,6726	0,0007	0,0000	0,2945	0,0111	0,0294
Hydracarina Q (%)	0,7998	0,0000	0,0007	0,4017	0,0156	0,0234
Leptophlebiidae	0,4017	0,0025	0,0001	0,0591	0,0030	0,0415
Sel_ Trichoptera_GS	0,0592	0,0221	0,0059	0,1003	0,0370	0,0367
DIPTERA_Good_G	0,0759	0,0740	0,0009	0,0360	0,0297	0,0294
2 Pyrennes	0,2719	0,0000	0,0001	0,0592	0,0065	0,0454
oligotrophic	0,0519	0,0000	0,0000	0,0592	0,0025	0,0367
eutrophic	0,3525	0,0000	0,0000	0,0592	0,0030	0,0454
Aquatic stages (spe.)	0,5541	0,0000	0,0000	0,0935	0,0059	0,0454
Trophic status preferences (spe.)	0,6726	0,0004	0,0000	0,0592	0,0274	0,0087
B1 [eco] S (%)	0,5541	0,0001	0,0000	0,0592	0,0121	0,0294
e3 [bio] Q (%)	0,9326	0,0016	0,0000	0,1422	0,0274	0,0367
f [bio] Q (%)	0,2049	0,0000	0,0002	0,4017	0,0132	0,0294
γ1 [bio/eco] Q (%)	0,2719	0,0000	0,0002	0,0592	0,0132	0,0113
Diversity Shannon (H')	1,0000	0,0001	0,0014	0,0360	0,0320	0,0113
EPTCO S (%)	0,9326	0,0000	0,0000	0,0360	0,0041	0,0185
TROPHIC_Sel_Grazers	0,0759	0,0000	0,0000	0,0360	0,0009	0,0113
Sel_Ephemeroptera_GS	0,2945	0,0006	0,0003	0,0360	0,0498	0,0294
ovoviviparity	0,0225	0,0000	0,0000	0,0592	0,0078	0,0234
aerial active (dissemination)	0,0519	0,0000	0,0000	0,0360	0,0143	0,0367
living microphytes (food)	0,5541	0,0001	0,0000	0,0360	0,0078	0,0367
metarhtron	0,4469	0,0001	0,0000	0,0360	0,0054	0,0145
b1 [bio] S (%)	0,3525	0,0000	0,0002	0,0360	0,0037	0,0454
α mesosaprobic	0,0225	0,0000	0,0000	0,0360	0,0020	0,0367

Aucune des 28 métriques cependant n'identifie une contamination par les micropolluants minéraux de manière spécifique. Toutes ces métriques répondent en effet de manière significative, pour au moins une des autres combinaisons « nature x intensité » de perturbation testées.

2.2.4.2. - Seconde approche

2.2.4.2.1. - Procédure statistique

(i) Une première sélection de sites de référence (R ou rpd) a été réalisée. Pour intégrer cette sélection, les sites devaient présenter un minimum de 2 types de perturbation renseignés parmi les 4 testés, et élarger *ad minima* à la classe du « bon état » physico-chimique pour, au moins les 2 types de pression chimique testés (et les types de pressions supplémentaires renseignés).

Tableau XV : Distributions des 932 événements d'échantillonnage benthiques potentiellement utilisables comme descriptifs d'une situation de référence, au sein des différentes combinaisons « HER-1 x taille de cours d'eau » TP = très petit, P = petit, M = moyen, G = grand et TG = très grand. Les HER, en lignes, sont numérotées de 1 à 22.

	1-TP	2-P	3-M	4-G	5-TG
1	46	39	0	0	0
2	27	19	0	5	0
3	54	61	13	0	0
4	79	5	0	0	0
5	95	40	0	0	0
6	22	10	15	14	6
7	12	30	6	11	0
8	26	20	9	0	0
9	11	11	0	5	0
10	12	7	4	15	0
11	3	0	2	1	0
12	1	0	1	0	0
13	5	10	0	2	0
14	16	5	0	0	0
15	13	5	5	0	0
16	0	14	5	7	0
17	3	1	0	0	0
18	0	0	0	0	0
19	3	9	0	0	0
20	0	0	0	0	0
21	45	18	12	0	0
22	17	0	0	0	0

Si à une date donnée, l'information sur les caractéristiques physico-chimiques d'un site est complètement manquante, l'événement d'échantillonnage correspondant n'est pas sélectionné, sauf si la caractérisation chimique de ce site a été réalisée lors d'autres événements d'échantillonnage et la qualité avait alors été déclarée (au moins) comme « bonne » (i.e. classe « bon état »).

L'application de cette procédure a permis de sélectionner 932 listes sur stations de référence dans la base des données disponibles (cf. Tableau XV).

(ii) Au sein des sites de référence sélectionnés, les valeurs de métriques qui n'entrent pas dans l'intervalle $[Q25 - (1.5 \times \text{interquartile}) - Q75 + (1.5 \times \text{interquartile})]$ sont considérées comme « **outliers** » et donc éliminées.

(iii) La **moyenne** et l'**écart-type** des valeurs de métriques ainsi sélectionnées par type de cours d'eau (i.e. HER1 x classe de taille) sont **calculées**.

(iv) Les **types de cours d'eau** pour lesquels **au moins trois listes de référence et au moins une liste perturbée** (par type de cours d'eau x intensité de perturbation) sont disponibles, sont **sélectionnés**. Ces types sont présentés dans le tableau XVI (i.e. 39 types sélectionnés sur 110 potentiels).

Tableau XVI : Distribution des 39 combinaisons « HER-1 x taille de cours d'eau » satisfaisant aux nombres minima de listes disponibles pour être pris en compte dans la sélection des métriques candidates. TP = très petit, P = petit, M = moyen, G = grand et TG = très grand. Les HER, en lignes, sont numérotées de 1 à 22.

	1-TP	2-P	3-M	4-G	5-TG
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					

(v) Pour l'ensemble des listes retenues (références et perturbées), et pour chaque métrique candidate, un écart normalisé à la situation de référence correspondant au même type de cours d'eau (i.e. « HER-1 x classe de taille ») est calculé.

$$SES = [M_{obs} - M_{ref}] / sd_{ref}$$

avec :

SES : Standardized Effect Size (= écart normalisé)

M_{obs} : Valeur observée de la métrique

M_{ref} et sd_{ref} : respectivement la moyenne et l'écart-type de la distribution des valeurs de la métrique en situation de référence pour le même type de cours d'eau (i.e. HER-1 x classe de taille) que celui de l'observation.

(vi) La différence entre les valeurs de SES (toutes combinaisons « HER-1 x classe de taille de cours d'eau » confondues) pour les différentes combinaisons de « type x intensité » de perturbation est testée à l'aide de tests non paramétriques de Wilcoxon - Mann-Whitney. Par exemple pour l'acidification, le caractère significatif des différences entre les classes de statut écologique « bon » vs « moyen », « bon » vs « médiocre » et « moyen » vs « médiocre » est testé.

(vii) Pour chaque type de perturbation, les métriques manifestant une différence significative (e.g. « bon » vs. « moyen » et/ou « bon » vs. « médiocre » et/ou « moyen » vs. « médiocre ») uniquement pour ce type de perturbation et si possible pour les deux niveaux d'intensité sont sélectionnées (= **indicateurs spécifiques de perturbation**). Pour les contaminations métalliques, les métriques réagissant « principalement » à ce type de perturbation (même si des réponses significatives sont également observées pour d'autres types de perturbation) sont également sélectionnées.

(viii) Dans la mesure du possible, les métriques présentant un effet dose-réponse (i.e. un gradient de réponse corrélé au gradient d'intensité de perturbation) sont privilegiées.

(ix) Les métriques répondant de manière significative à un maximum de types et d'intensités de perturbation sont également sélectionnées (= **indicateurs globaux de perturbation**).

Les Figures 6 à 10 illustrent les différents profils de réponses observés au sein des 347 métriques testées et fournissent les valeurs de tests obtenues pour les métriques illustrées.

Figure 6 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.2.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs globaux de perturbation » : fréquences relatives d'utilisation des modalités « absorbeur », (trait « Mode d'alimentation »), « épirthron » (trait « Distribution longitudinale ») et fréquence relative du Groupe écologique B2 » (en %S).

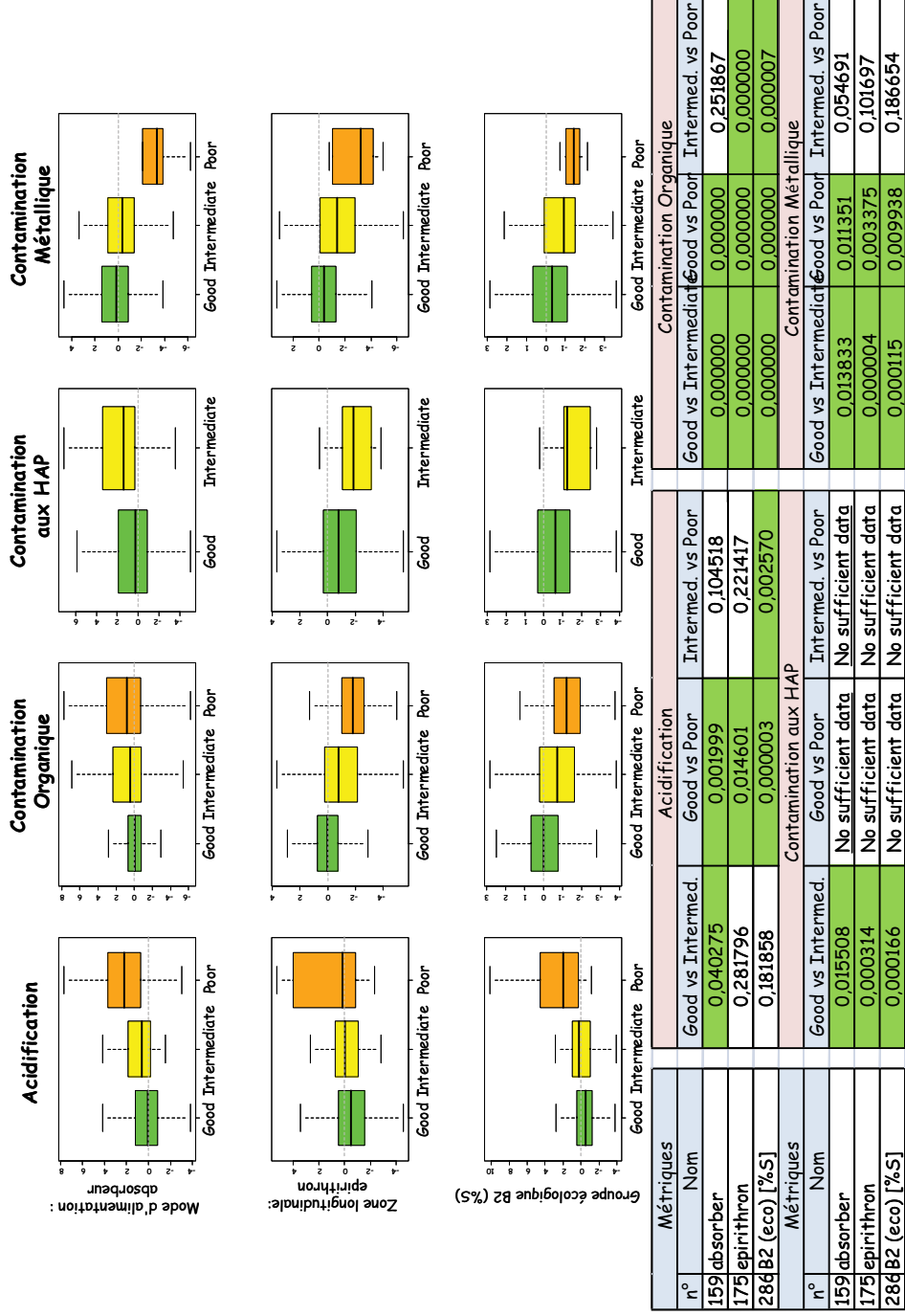
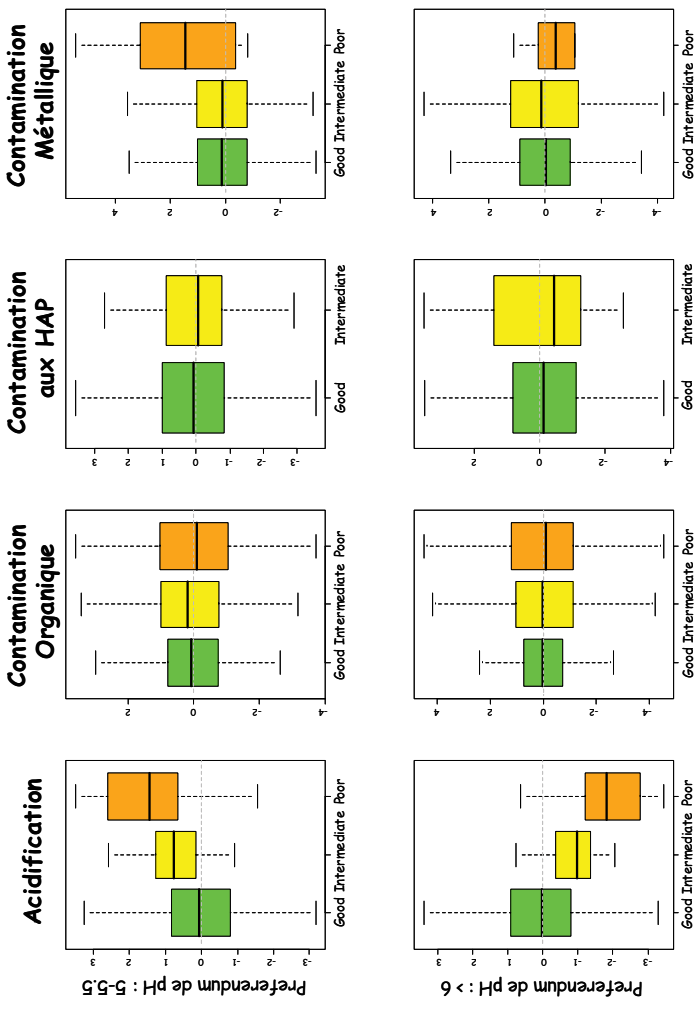


Figure 7 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.2.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une acidification : fréquence relative d'utilisation des modalités « pH ≥ 5-5,5 », et « pH ≥ 6 », (trait « Sensibilité aux faibles valeurs de pH »).

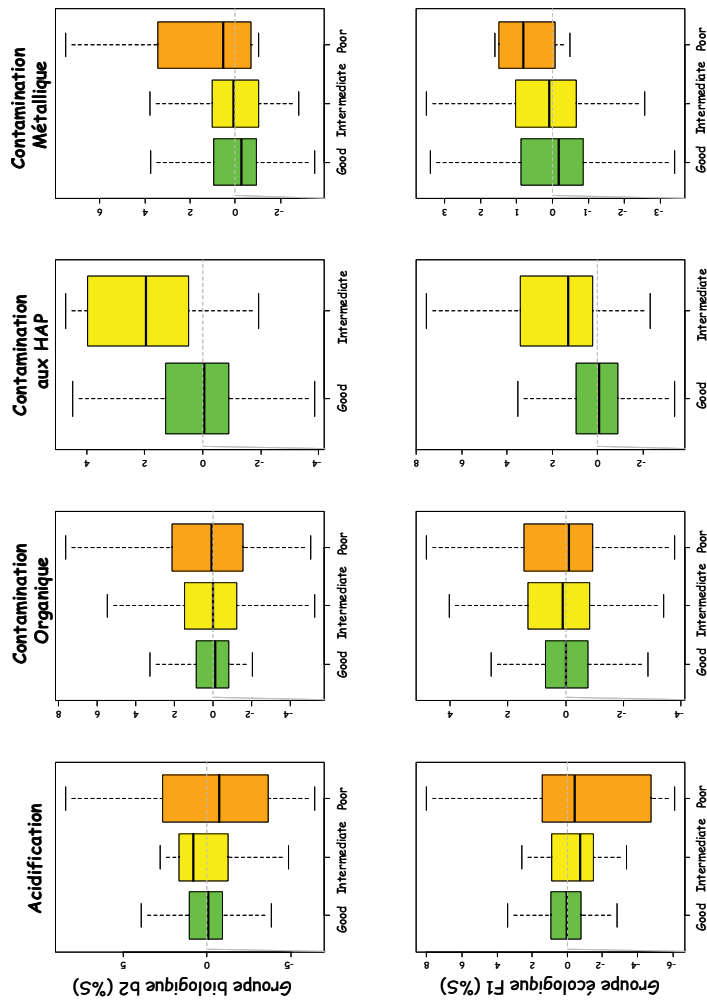


Métriques		Acidification			Contamination Organique		
n°	Nom	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor
219	5-5,5	0,003290	0,000016	0,021564	0,085623	0,354518	0,094861
221	>6	0,001926	0,000000	0,011411	0,780451	0,915003	0,801828
Métriques		Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
n°	Nom	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor
219	5-5,5	0,817404	No sufficient data	No sufficient data	0,844124	0,085158	0,143540
221	>6	0,798125	No sufficient data	No sufficient data	0,487787	0,405960	0,363208

Figure 8 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.2.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination organique : « EPT » (%S), « DIPTERA_Good_G » et indice de recouvrement de niche pour le trait « Mode d'alimentation ».

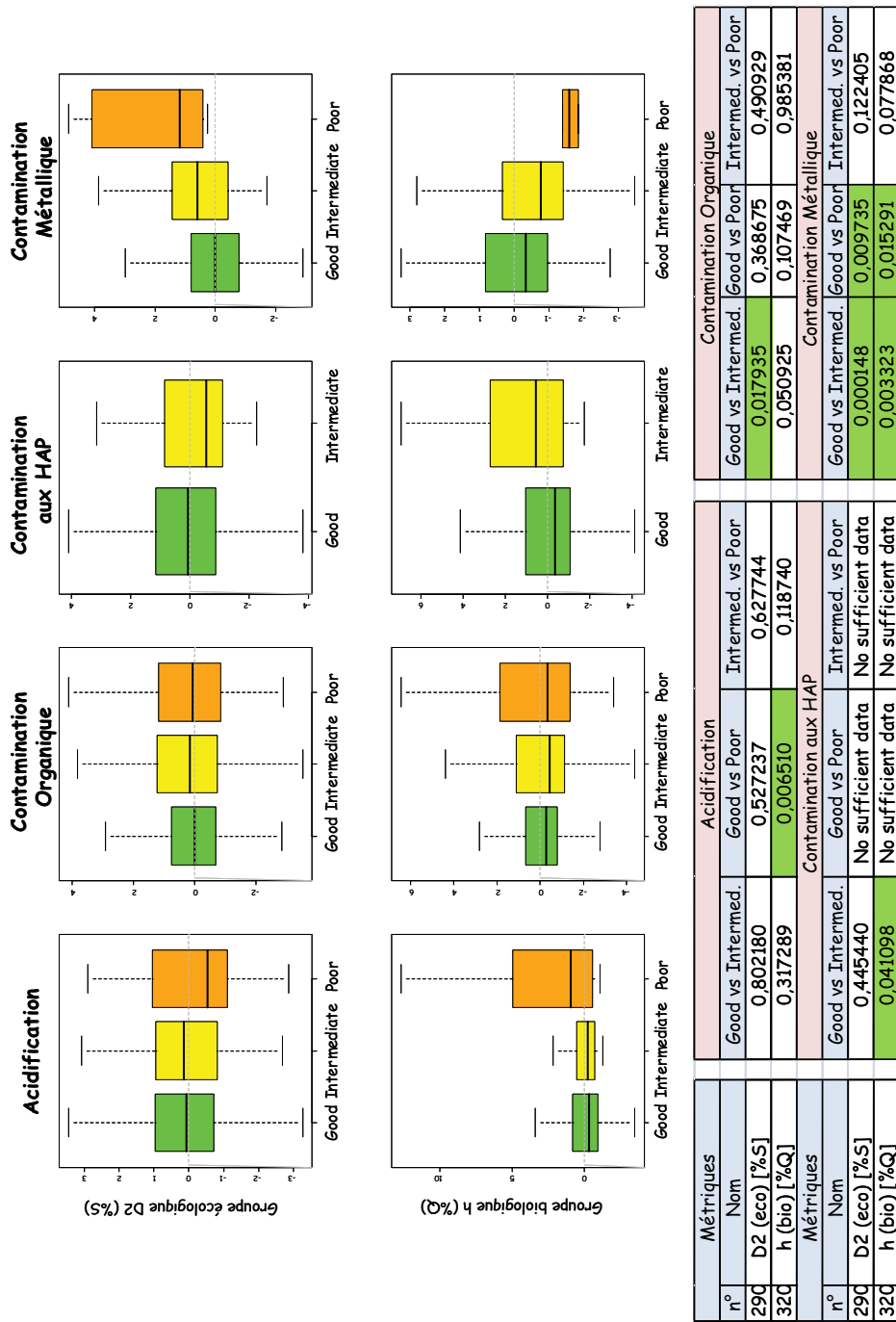


Figure 9 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile/3^e quartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.2.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination aux HAP : fréquence relative du Groupe biologique « b2 » (en %S) et du Groupe écologique « F1 » (en %S).



Métriques		Acidification			Contamination Organique		
n°	Nom	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor
271	b2 (bio) [%S]	0,380218	0,881155	0,788827	0,721923	0,436438	0,698780
294	F1 (eco) [%S]	0,197860	0,482770	0,924350	0,053064	0,340337	0,711039
Métriques		Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
n°	Nom	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor	Good vs Intermed.	Good vs Poor	Intermed. vs Poor
271	b2 (bio) [%S]	0,000207	No sufficient data	No sufficient data	0,568354	0,217616	0,325652
294	F1 (eco) [%S]	0,000101	No sufficient data	No sufficient data	0,218886	0,112549	0,264885

Figure 10 : Illustration de la notion d'indicateurs globaux et d'indicateurs spécifiques de perturbation à partir des 347 métriques testées sur l'ensemble des HER inventoriées. Représentation des médiane/1^{er} quartile (+/- 1.5*l'interquartile (= boîte) +/- 1.5*l'interquartile (= moustache). Les p-values (= valeurs de risque) des tests statistiques (cf. 2.2.4.2.1.) qui identifient le caractère significatif des différences entre valeurs de SES sur l'ensemble des combinaisons « HER-1 x Classe de taille de cours d'eau » sont fournies. Métriques utilisables comme « indicateurs spécifiques de perturbation », aptes à identifier une contamination métallique : fréquence relative du Groupe biologique « h » (en %Q) et du Groupe écologique « D2 » (en %S).



Les Tableaux XVII à XX fournissent la liste des métriques qui distinguent significativement au moins deux statuts écologiques distincts pour l'ensemble des types de perturbation testés (Tableau XVII) ou pour un type de perturbation bien déterminé (Tableaux XVIII à XX).

2.2.4.2.2. - Résultats

Cette seconde approche est également capable d'identifier **plusieurs combinaisons de métriques comme indicatrices d'un état globalement perturbé ou d'une perturbation de nature déterminée.**

2.2.4.2.2.1. - Métriques indicatrices d'un état perturbé

Quatorze métriques déclarent significatives les différences entre valeurs de SES pour 6 à 9 des 10 combinaisons « type x intensité » de perturbation testées (cf. Tableau XVII) avec au moins une différence déclarée significative pour chacun des 4 types de perturbation pris en compte.

Parmi ces 14 métriques, 11 sont des fréquences d'utilisation de modalités de traits écologiques faisant référence à un degré d'affinité pour un étage biocénotypique donné (« épipotamon », « metapotamon »), une classe de vitesse de courant (« null »), un statut trophique (« oligotrophique », « mesotrophique ») ou un niveau de sensibilité à la salinité (freshwater » vs. « brackish water ») ou aux contaminations organiques (« xenosaprobic » et « α -mesosaprobic ») ou de modalités de traits biologiques (« crawler », « absorber »).

Les 3 dernières métriques sont des métriques de richesse « taxonomique » (Plecoptera [%S]) ou « fonctionnelle » [i.e. la fréquence relative des organismes du groupe écologique B2 et du groupe bio-écologique α 2 (voir USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000 et 2001 pour la définition de ces groupes)].

Il est à noter que seule la fréquence d'utilisation de la modalité « α -mesosaprobe » a été simultanément identifiée comme un bon « indicateur global » de perturbation par les deux approches utilisées.

2.2.4.2.2.2. - Métriques indicatrices d'une contamination organique

Parmi les 347 métriques testées, 26 ont été considérées comme capables de mettre en évidence exclusivement une contamination organique par cette seconde approche, en identifiant une différence significative entre valeurs de SES pour au moins 2 des 3 comparaisons inter-états écologiques testées pour ce

Tableau XVII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs globaux de dégradation (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

N°	Métriques	Acidification			Contamination organique			Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
		"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"
60	Plecoptera [%S]	0,5749	0,0000	0,0021	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	NA	NA	0,0178	0,0082	0,0208
145	crawler	0,8254	0,0202	0,0731	0,0000	0,0000	0,1237	0,0351	NA	NA	0,0143	0,0394	0,1156
159	absorber	0,0403	0,0020	0,1045	0,0000	0,0000	0,2519	0,0155	NA	NA	0,0138	0,0114	0,0547
175	epirithron	0,2818	0,0146	0,2214	0,0000	0,0000	0,0000	0,0003	NA	NA	0,0000	0,0034	0,1017
179	metapotamon	0,3111	0,0000	0,0021	0,0000	0,0000	0,0000	0,0002	NA	NA	0,0000	0,0282	0,5015
199	null (current velocity)	0,6099	0,0298	0,0801	0,0000	0,0000	0,0000	0,0111	NA	NA	0,0017	0,0120	0,2264
203	oligotrophic	0,9434	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000	0,0015	0,0005	NA	NA	0,0000	0,0008	0,0438
204	mesotrophic	0,4579	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0049	0,0073	NA	NA	0,0000	0,0009	0,0173
206	freshwater	0,1867	0,0067	0,1458	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	NA	NA	0,0041	0,0024	0,0922
207	brackish water	0,1914	0,0069	0,1458	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	NA	NA	0,0040	0,0024	0,0922
211	xenosprobic	0,4818	0,0000	0,0009	0,0000	0,0000	0,0483	0,0240	NA	NA	0,0000	0,0018	0,0391
214	α -mesosaprobic	0,3152	0,0010	0,0216	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	NA	NA	0,0000	0,0018	0,0527
286	B2 (eco) [%S]	0,1819	0,0000	0,0026	0,0000	0,0000	0,0000	0,0002	NA	NA	0,0001	0,0099	0,1867
298	α 2 (bio-eco) [%S]	0,1851	0,0148	0,1984	0,0000	0,0000	0,0000	0,0049	NA	NA	0,0000	0,0014	0,0099

type de perturbation et en ne déclarant aucune différence significative pour les autres types de perturbation (cf. Tableau XIX)

Ces métriques sont encore majoritairement « fonctionnelles », basées sur les traits bio/écologiques des organismes au sein des assemblages faunistiques. Au-delà des métriques qui réfèrent au nombre de générations annuelles (« 1 »), au mode de respiration (« plastron »), au mode de déplacement (« vol »), au mode de nutrition (« parasite ») ou à l'affinité pour un type de substrat (« gravel »), nous y trouvons (i) 5 métriques mesurant le degré de recouvrement des profils bio/écologiques des taxons au sein des communautés (i.e. pour les traits « durée du cycle de vie », « nourriture », « mode d'alimentation », « distribution transversale » et « préférences en matière de substrat »), (ii) 4 métriques mesurant le degré de spécialisation des taxons au sein des communautés en termes de profils bio/écologiques (i.e. pour les traits « mode d'alimentation », « préférences en matière de « statut trophique », « température » et « valeur saprobiale »), les indices de diversité « écologique » et « bio-écologique », le $SPEAR_{pesticides}$ index et la fréquence relative des groupes fonctionnels $\delta 1$ (en termes de richesse), e2 et F1 (en termes d'abondance).

L'abondance en EPT et en Trichoptères, la richesse en Coléoptères et deux indices basés sur les Diptères (i.e. $DIPTERA_Good_G$ = somme des Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae & Stratiomyidae) et les Ephéméroptères [i.e. $Diptera\ Bad\ SIPH\ G$ = somme des Ceratopogonidae, Culicidae, Syrphidae (D) & Siphonurus (E)].

L'EPT [%Q], la fréquence relative d'utilisation d'un mode de respiration avec « plastron » et la Diversité Ecologique sont les seules métriques sélectionnées comme répondant significativement et spécifiquement aux contaminations organiques par les 2 approches statistiques.

2.2.4.2.2.3. - Métriques indicatrices d'une acidification

Cinq métriques ont été identifiées comme distinguant plus spécifiquement les communautés benthiques le long d'un gradient d'acidification par cette seconde approche (Tableau XVIII), en identifiant une différence significative entre valeurs d'écart normalisés à la référence (SES) pour au moins 1 des 3 comparaisons inter-états écologiques testées pour ce type de perturbation et en ne déclarant aucune différence significative pour les autres types de perturbation.

Les SES associés aux fréquences relatives des organismes ayant une affinité pour les gammes de pH «]5,0-5,5] » et « > 6 » sont significativement différents pour les 3 comparaisons effectuées. Les SES associés aux fréquences relatives des individus ayant un mode d'alimentation de type « deposit-feeder » ou une

Tableau XVIII : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une acidification (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

Types de perturbation :	Acidification			Contamination organique			Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"
N° Métriques												
160 deposit feeder	0,6453	0,0418	0,1641	0,6624	0,7311	0,9697	0,8651	NA	NA	0,4690	0,4919	0,6522
197 organic detritus/litter	0,1438	0,0010	0,0283	0,3476	0,7813	0,4298	0,3603	NA	NA	0,1960	0,8631	0,8433
219 pH > 5-5.5	0,0033	0,0000	0,0216	0,0856	0,3545	0,0949	0,8174	NA	NA	0,8441	0,0852	0,1435
221 pH > 6	0,0019	0,0000	0,0114	0,7805	0,9150	0,8018	0,7981	NA	NA	0,4878	0,4060	0,3632
225 Aquatic stages [overlap]	0,4247	0,0202	0,0550	0,5398	0,5254	0,8757	0,4589	NA	NA	0,9147	0,8593	0,9307

affinité pour un substrat de type « débris organique, litière », ainsi qu'à l'indice de recouvrement de profil pour le trait « stades aquatiques » sont également significativement différentes pour une ou deux des 3 combinaisons testées.

2.2.4.2.2.4. - Métriques indicatrices d'une contamination par les HAP

Par cette seconde approche, 2 métriques identifient significativement et spécifiquement une contamination aux HAP : les fréquences relatives des taxons appartenant au groupe biologique « b2 » et au groupe écologique « F1 », au sein de la communauté (Tableau XXa).

2.2.4.2.2.5. - Métriques indicatrices d'une contamination par les micropolluants minéraux

Trois métriques (i.e. le degré de recouvrement de profil au sein de la communauté pour la trait « distribution longitudinale », le degré de spécialisation de la communauté pour le trait « nombre annuel de générations » et la fréquence relative des effectifs du groupe biologique « g3 » montrent spécifiquement une différence significative entre valeurs de SES pour 1 ou 2 des 3 comparaisons entre classes de statut écologique, le long d'un gradient de contamination par les micropolluants minéraux. Quatre métriques (i.e. le rapport des effectifs EPT/Oligochètes, la fréquence d'utilisation de la modalité « groundwaters » au sein du trait « distribution transversale » et les fréquences relatives respectives des effectifs du groupe biologique « h » et des taxons du groupe écologique « D2 » répondent également significativement lors de 2 des 3 combinaisons effectuées. Cette réponse significative n'est cependant pas spécifique des contaminations par les micropolluants ; au moins une réponse significative ayant été obtenue pour chacune de ces métriques pour une autre catégorie de perturbation (cf. Tableau XXb).

2.2.4.3. - Conclusion

Les premiers tests effectués sur 347 métriques candidates montrent qu'un nombre important de métriques sont des candidates potentiellement intéressantes à la construction d'un indice multimétrique ayant vocation à indiquer un état perturbé ou plus spécifiquement une catégorie de perturbation donnée.

Tableau XIX : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination organique (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

N°	Métriques	Acidification			Contamination organique			Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
		"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Etat" vs "Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Etat" vs "Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Etat" vs "Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Etat" vs "Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"
16	SPEARpesticides	0,9795	0,8467	0,6278	0,7168	0,0000	0,0000	0,1361	NA	NA	0,2607	0,1613	0,3153
51	Coleoptera [%S]	0,4111	0,5487	0,4109	0,0001	0,6946	0,0213	0,2964	NA	NA	0,8384	0,5115	0,5745
86	Trichoptera [%Q]	0,7181	0,1180	0,2462	0,0000	0,0000	0,1229	0,3419	NA	NA	0,1627	0,0776	0,1156
89	EPT [%Q]	0,4187	0,0949	0,0877	0,0000	0,0000	0,0042	0,0551	NA	NA	0,5848	0,5863	0,4431
102	DIPTERA_Good_G	0,5723	0,4713	0,4735	0,0000	0,0000	0,0000	0,4590	NA	NA	0,2855	0,2645	0,3878
103	DIPTERA_Bad_SIPH_G	0,3477	0,2074	0,0647	0,6799	0,0008	0,0028	0,2780	NA	NA	0,4407	0,1988	0,1666
114	1	0,7729	0,3883	0,3874	0,0000	0,0000	0,0711	0,3239	NA	NA	0,4453	0,6012	0,9685
139	plastron	0,3387	0,2012	0,1984	0,0073	0,0562	0,0042	0,6436	NA	NA	0,2363	0,5460	0,7102
142	flier	0,7948	0,7789	0,8330	0,0038	0,0118	0,0004	0,5468	NA	NA	0,0949	0,9700	0,8064
166	parasite	0,4902	0,9780	0,7864	0,0027	0,0000	0,0201	0,1627	NA	NA	0,2793	0,0604	0,1524
187	8:Vosges,Jura,Massif Central	0,6936	0,6399	0,4231	0,0002	0,0000	0,1989	0,2583	NA	NA	0,0638	0,7590	0,8681
191	gravel	0,1961	0,5088	0,8993	0,3428	0,0000	0,0010	0,1320	NA	NA	0,8162	0,9639	0,9433
223	Life cycle duration [overlap]	0,1835	0,9889	0,5550	0,0000	0,7846	0,0029	0,2611	NA	NA	0,0811	0,7693	0,7942
231	Food [overlap]	0,9624	0,4200	0,7043	0,6421	0,0077	0,0677	0,3811	NA	NA	0,2573	0,9901	0,7458
232	Feeding habits [overlap]	0,2410	0,7083	0,4354	0,0047	0,0000	0,0031	0,0590	NA	NA	0,7934	0,8249	0,9433
233	Transversal distribution [overlap]	0,0855	0,6909	0,3759	0,0041	0,0000	0,0000	0,4083	NA	NA	0,8708	0,1433	0,1764
237	Substrate preferendum [overlap]	0,9235	0,0992	0,2918	0,3334	0,0001	0,0003	0,0898	NA	NA	0,6174	0,2035	0,3308
254	Feeding habits [specialization]	0,4089	0,2104	0,5409	0,0001	0,0000	0,1391	0,0879	NA	NA	0,6311	0,1162	0,0891
261	Trophic status preferendum [spec.]	0,3040	0,0582	0,2638	0,0000	0,0000	0,5955	0,8037	NA	NA	0,1558	0,3289	0,5745
263	Temperature [specialization]	0,0969	0,6417	0,3428	0,0163	0,0000	0,0027	0,7350	NA	NA	0,6732	0,2205	0,2582
264	Saprobity [specialization]	0,7675	0,6557	0,6428	0,0000	0,0000	0,0016	0,7546	NA	NA	0,8238	0,2115	0,1920
267	Diversité Ecologique	0,2438	0,6182	0,3016	0,0000	0,0000	0,0639	0,5875	NA	NA	0,3168	0,0588	0,1156
268	Diversité Bio-écologique	0,5794	0,8790	0,8993	0,0000	0,0000	0,3158	0,2433	NA	NA	0,1153	0,0518	0,1815
300	d1 (bio-eco) [%S]	0,3113	0,7298	0,8330	0,8418	0,0000	0,0000	0,2125	NA	NA	0,1893	0,6739	0,4915
314	e2 (bio) [%Q]	0,3476	0,8297	0,8661	0,0000	0,0056	0,2628	0,3624	NA	NA	0,9142	0,4456	0,6184
329	F1 (eco) [%Q]	0,8850	0,4858	0,5476	0,4712	0,0008	0,0012	0,1696	NA	NA	0,7543	0,2102	0,1815

Tableau XX : Métriques candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination (a) aux HAP ou (b) par des micropolluants minéraux (seconde approche statistique). Les résultats fournis sont les risques d'erreur de première espèce (p values) associés aux tests de Wilcoxon - Mann-Whitney utilisés pour identifier une différence significative entre « états écologiques » pour 4 catégories de perturbation. . NA = non applicable (absence de données en quantité suffisante). Les différences significatives ($p < 0.05$) sont en caractères gras.

(a)

Types de perturbation :		Acidification			Contamination organique			Contamination aux HAP			Contamination Métallique		
N°	Métriques	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"	"Bon état" vs "Etat Moyen"	"Bon état" vs "Etat Médiocre"	"Etat Moyen" vs "Etat Médiocre"
271	b2 (bio) [%S]	0,3802	0,8812	0,7888	0,7219	0,4364	0,6988	0,0002	NA	NA	0,5684	0,2176	0,3257
292	F1 (eco) [%S]	0,1979	0,4828	0,9244	0,0531	0,3403	0,7110	0,0001	NA	NA	0,2189	0,1125	0,2649

(b)

234	Longitudinal distribution [overlap]	0,1203	0,2321	0,8003	0,8950	0,4412	0,4754	0,5922	NA	NA	0,0413	0,1281	0,0678
246	Number of cycles per year [spec.]	0,0818	0,6652	0,1912	0,6015	0,0695	0,0689	0,7483	NA	NA	0,0096	0,1231	0,0455
319	g3 (bio) [%Q]	0,6714	0,2610	0,3261	0,5794	0,9486	0,8010	0,4675	NA	NA	0,0040	0,2338	0,0733
91	EPT/OI [%Q]	0,3877	0,0191	0,2136	0,0574	0,6894	0,6214	0,0115	NA	NA	0,0002	0,0158	0,0973
173	groundwaters	0,4554	0,0000	0,0000	0,3102	0,4602	0,3002	0,1342	NA	NA	0,0000	0,0417	0,3549
290	D2 (eco) [%S]	0,8022	0,5272	0,6277	0,0179	0,3687	0,4909	0,4454	NA	NA	0,0001	0,0097	0,1224
320	h (bio) [%Q]	0,3173	0,0065	0,1187	0,0509	0,1075	0,9854	0,0411	NA	NA	0,0033	0,0153	0,0779

Par analyse de la base des données faunistiques rassemblées par le CEMAGREF (groupement de Lyon) et disponibles en juillet 2009 :

- 28 métriques ont été identifiées comme indicateurs potentiels d'un état perturbé, toutes natures de perturbations confondues (15 par la stratégie 1, 14 par la stratégie 2, dont 1 commune)
- 51 métriques ont été identifiées comme indicateurs potentiels spécifiques d'une contamination de nature organique (28 par la stratégie 1, 26 par la stratégie 2, dont 3 communes),
- 8 métriques ont été identifiées comme indicateurs spécifiques d'une acidification (3 par la stratégie 1, 5 par la stratégie 2),
- 4 métriques ont été identifiées comme indicateurs spécifiques d'une contamination aux HAP (2 par la stratégie 1, 2 par la stratégie 2),
- 3 métriques ont été identifiées comme indicateurs spécifiques d'une contamination aux micropolluants minéraux (par la stratégie 2 uniquement).

La difficulté à mettre en évidence des indicateurs spécifiques d'une perturbation de nature toxique (i.e. HAP ou micropolluants minéraux) doit cependant être relativisée, dans la mesure où les sites subissant une contamination toxique, sont souvent des sites multi-contaminés, qui subissent donc, parallèlement, des contaminations d'autres natures (notamment organique). Par ailleurs, le jeu de données actuellement disponible présente une trop faible proportion de relevés faunistiques réalisés sur des sites présentant une contamination toxique « isolée » pour permettre une identification véritablement efficace de métriques spécifiques des contaminations de ce type. Pour ces catégories de perturbation, le processus de sélection devra donc s'orienter vers une recherche, parmi les métriques réagissant significativement aux HAP ou aux micropolluants, des métriques qui présentent la plus faible sensibilité aux « contaminations organiques ».

Il est à noter que des métriques indicatrices de perturbation toxique, basées sur les fréquences d'utilisation des traits fonctionnels, lors de travaux antérieurs (e.g. ARCHAIMBAULT *et al.* 2009 - cf. les 27 modalités de traits du tableau 4), ne sont pas confirmées par notre analyse, en partie : (i) du fait de leur « non spécificité », la plupart d'entre-elles étant également efficaces dans l'identification de perturbations d'autres natures (e.g. l'augmentation significative de « l'ovoviviparité » et de la fréquence d'organisme « α -mésosaprobies » ou la réduction de l'adoption d'un mode de dispersion aérien, actif dans la communauté) ; (ii) du fait d'analyses réalisées à des échelles spatiales différentes (e.g. régionales *vs* nationales) et (iii) compte tenu du peu de données encore disponibles sur certaines combinaisons [intensité x nature de la perturbation] de sorte que le caractère significatif ou non significatif des

différences obtenues entre valeurs de métriques pour deux classes de qualité associées à un type de perturbation donné, doit être confirmé.

Si les données recueillies et harmonisées sont suffisantes, la démarche devrait pouvoir être étendue à d'autres familles de toxiques (e.g. PCB ou pesticides) et aux perturbations physiques (sous réserve d'informations objectives sur le niveau de dégradation des points de prélèvement).

En conclusion, même à une échelle nationale, après « élimination » des effets « taille » et « HER-1 » (i) soit par analyse de la distribution des écarts entre couples « situation perturbée » et « situation de référence moyenne » au sein d'une même combinaison [HER-1 x classe de taille], (ii) soit par normalisation des écarts au sein de chaque [HER-1 x classe de taille] puis comparaison des distribution d'écarts entre classes de statut écologique différentes, un nombre relativement important de métriques peut être considéré comme groupe de métriques candidates à une intégration dans un indice multimétrique de bioévaluation des cours d'eau basé sur le compartiment des macroinvertébrés benthiques.

Il reste actuellement :

- (i) à valider, sur un plus grand jeu de données (donc après l'intégration d'un maximum de données faunistiques et physico-chimiques issues des campagnes de terrain 2007, 2008 et 2009 sur le réseau RCS), les tendances obtenues pour ces métriques candidates,
- (ii) à effectuer une sélection définitive des métriques à intégrer dans le processus de bioévaluation,
- (iii) à définir une stratégie de construction de l'indice multimétrique : e.g. la moyenne pondérée des valeurs prises, sur une même échelle de mesure (e.g. le rapport « Observed »/« Expected »), par l'ensemble des métriques élémentaires sélectionnées ; la moyenne pondérée des valeurs de sous-indices ayant vocation à identifier des perturbations de nature déterminée, eux-mêmes calculés sur la base d'une combinaison de métriques spécifiques ; etc.
- (iv) à définir une stratégie de présentation du diagnostic écologique : e.g. simple conversion de la valeur de l'indice multimétrique (et de ses sous-indices éventuels) en classe de qualité/statut écologique après calibration de l'échelle (ou des échelles) de mesure ; calcul éventuel d'une probabilité de perturbation du site étudié par l'une ou l'autre des catégories de perturbation diagnostiquées par chaque sous-indice ; etc.
- (v) à valider l'indice multimétrique (et ses sous-indices éventuels) sur un jeu de données indépendant du jeu de données qui aura permis sa construction.

3 - Caractérisation des taxons : vers une liste faunistique de référence théorique

La mise au point d'un outil de simulation d'une liste faunistique théorique de référence stationnelle, établie compte tenu des caractéristiques environnementales « naturelles » du site prospecté, à laquelle éventuellement comparer une liste faunistique observée, est un outil attractif pour l'hydrobiologiste de terrain, d'autant plus que les directives européennes préconisent l'interprétation des métriques d'évaluation (e.g. une liste faunistique stationnelle) par rapport à une situation de référence.

Plusieurs stratégies sont envisageables pour construire ce type d'outil.

3.1. - Calculer la probabilité de présence d'un taxon à partir de ses profils d'affinité (approche « traits écologiques ») pour un certain nombre de variables environnementales non anthropisables

Lors de la conception du « système-expert d'analyse et d'aide à l'interprétation de données recueillies avec le protocole IBGN » (USSEGLIO-POLATERA et BEISEL, 2002a), une première approche avait été explorée. Nous avons proposé la définition, à la fois à l'échelle de la station (= point de prélèvement) et du type de substrat, une liste faunistique de référence fournissant pour chaque taxon, une probabilité de présence.

Cette probabilité de présence tenait compte :

(i) à l'échelle stationnelle :

- de la période d'échantillonnage (de façon à intégrer les variations saisonnières liées au cycle biologique de chaque taxon, qui ne peut alors être échantillonné avec les mêmes chances de capture dans le milieu aquatique, au cours de l'année : c'est le cas des insectes amphibiotiques notamment),
- de la zone biogéographique considérée, selon le découpage préconisé par ILLIES (1978) repris par la directive cadre européenne sous l'appellation 'écorégions',
- de l'étage altitudinal,
- du biocénotype théorique de la station inventoriée (*sensu* ILLIES et BOTOSANEANU, 1963),

et (ii) à l'échelle mésohabitationnelle :

- la nature du substrat benthique,
- la vitesse du courant

Le processus de calcul de la probabilité de présence d'un taxon dans un site donné, à une date d'échantillonnage déterminée, était principalement basé sur la comparaison des caractéristiques du site avec les profils d'affinité de ce taxon pour les modalités décrivant les 6 variables prises en compte, elles-mêmes

pondérées par leur importance relative dans la structuration des communautés benthiques à large échelle spatiale (les poids relatifs ayant été évalués sur un large jeu de données sur des sites de référence intégrant une grande diversité de situations environnementales).

Nous nous proposons d'adapter cette approche, au niveau systématique, préconisé par le protocole RCS (cf. Niveau B de détermination - § 5.4.2 de la norme XP T90-388), à la prise en compte des hydroécorégions (qui remplaceront les zones biogéographiques) et en ajoutant aux variables environnementales « non anthropisables » prises en compte, la nature du substrat géologique, certains taxons ayant une nette affinité pour un substrat géologique de nature déterminée (e.g. les espèces de Coléoptères Elmidae calcicoles ou calcifuges).

3.2. - Modéliser la présence d'un taxon en condition de référence sur la base de leur distribution compte tenu de différentes variables environnementales par la méthode des arbres d'inférence conditionnelle

Une seconde approche a été explorée. Elle consiste à modéliser la présence des taxons en condition de référence en utilisant une méthode de classification (la méthode d'inférence conditionnelle, HOTHORN *et al.* 2006) qui regroupe, pour un taxon donné, les sites prospectés en fonction d'un ensemble de variables environnementales (= variables d'entrée), compte tenu de la présence ou de l'absence de ce taxon.

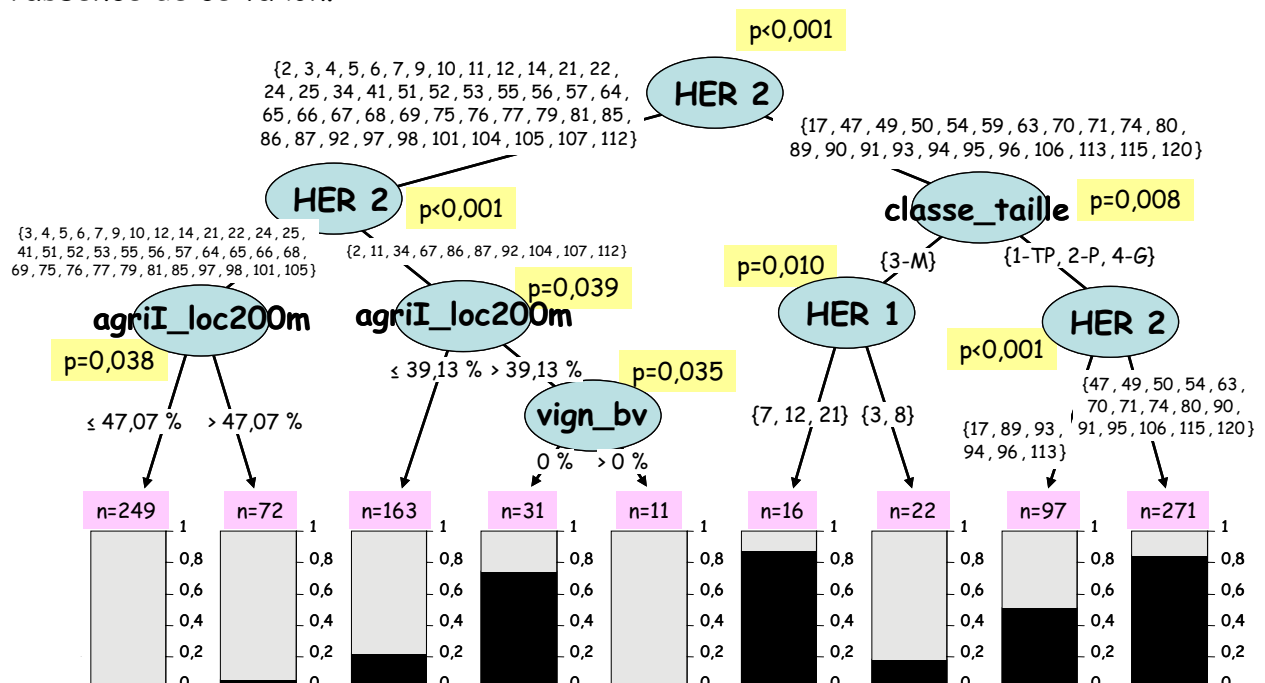


Figure 11 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Dinocras* (Plecoptera, Perlidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. *agriI_loc200m* = surface relative occupée par de l'agriculture intensive dans un rayon de 200m autour du site, *vign_bv* = surface relative du bassin occupée par de l'agriculture viticole, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels.

L'algorithme :

(i) teste (par des tests de permutation) l'hypothèse nulle d'indépendance entre chacune des variables d'entrée [i.e. les HER d'origine de niveaux 1 et 2, la classe de taille du cours d'eau, la saison de prospection, l'altitude et l'occupation de l'espace (au niveau du BV et dans un rayon de 200m autour du site)] et la réponse (i.e. présence/absence d'un taxon),

(ii) sélectionne la variable d'entrée la plus étroitement associée à la réponse (degré d'association mesuré par une p-value); le processus stoppant si l'hypothèse d'indépendance ne peut être rejetée,

(iii) fractionne les relevés en deux groupes homogènes (i.e. division hiérarchique), compte tenu des valeurs prises pour la variable d'entrée sélectionnée, en cherchant à optimiser les différences entre sous-groupes formés

(iv) réitère le processus sur chacun des sous-groupes formés jusqu'à ce que l'hypothèse d'indépendance ne puisse être rejetée

(v) calcule, à l'issue du processus, une probabilité de présence pour un taxon donné, dans chaque sous-groupe élémentaire de relevés formé.

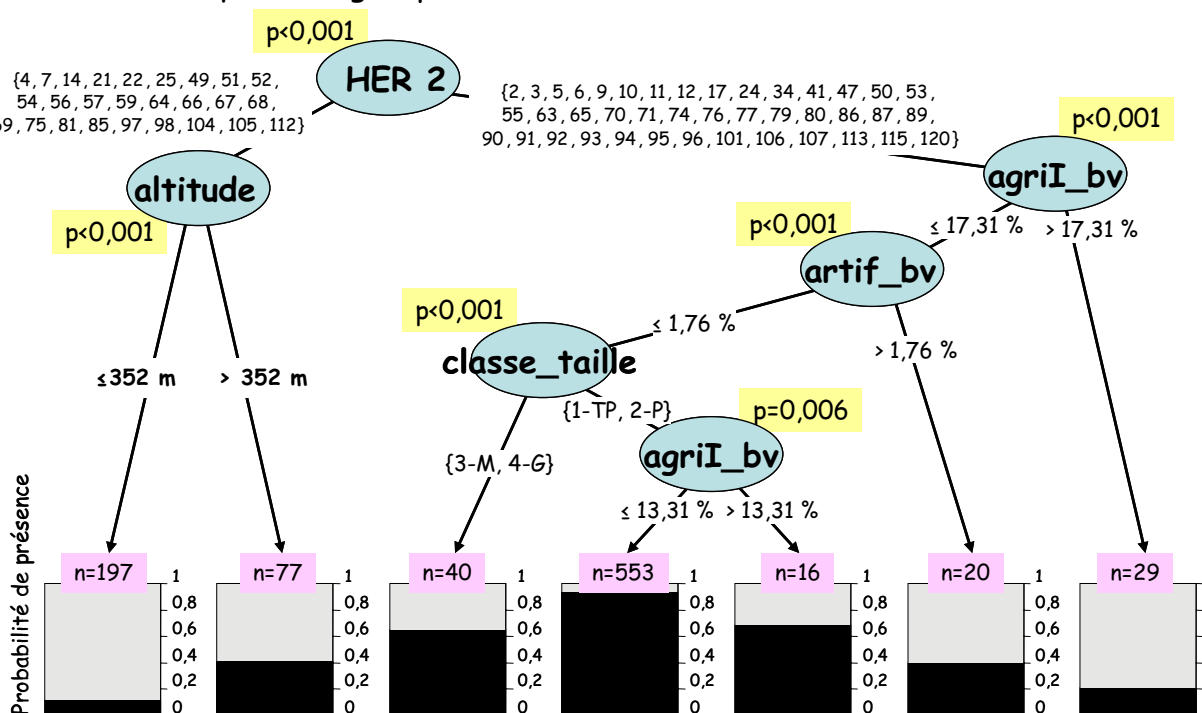


Figure 12 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Protonemura* (Plecoptera, Nemouridae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. . agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, artif_bv : surface relative du bassin artificialisé, HER2 = HER de niveau 2, n = nombre de relevés stationnels.

Le processus est illustré dans les figures 11 à 16, pour 6 taxons de polluosensibilité (traduite par leur Groupe Faunistique Indicateur = GFI) très différente : les genres *Dinocras* (Plecoptera, Perlidae, GFI 9, Figure 11), *Protonemura* (Plecoptera, Nemouridae, GFI 6, Figure 12), *Rhithrogena* (Ephemeroptera, Heptageniidae, GFI 5, Figure 13), *Tinodes* (Trichoptera, Psychomyiidae, GFI 4, Figure 14), *Caenis* (Ephemeroptera, Caenidae, GFI 2, Figure 15) et la famille des Asellidae (Crustacea, Isopoda, GFI 1, Figure 16).

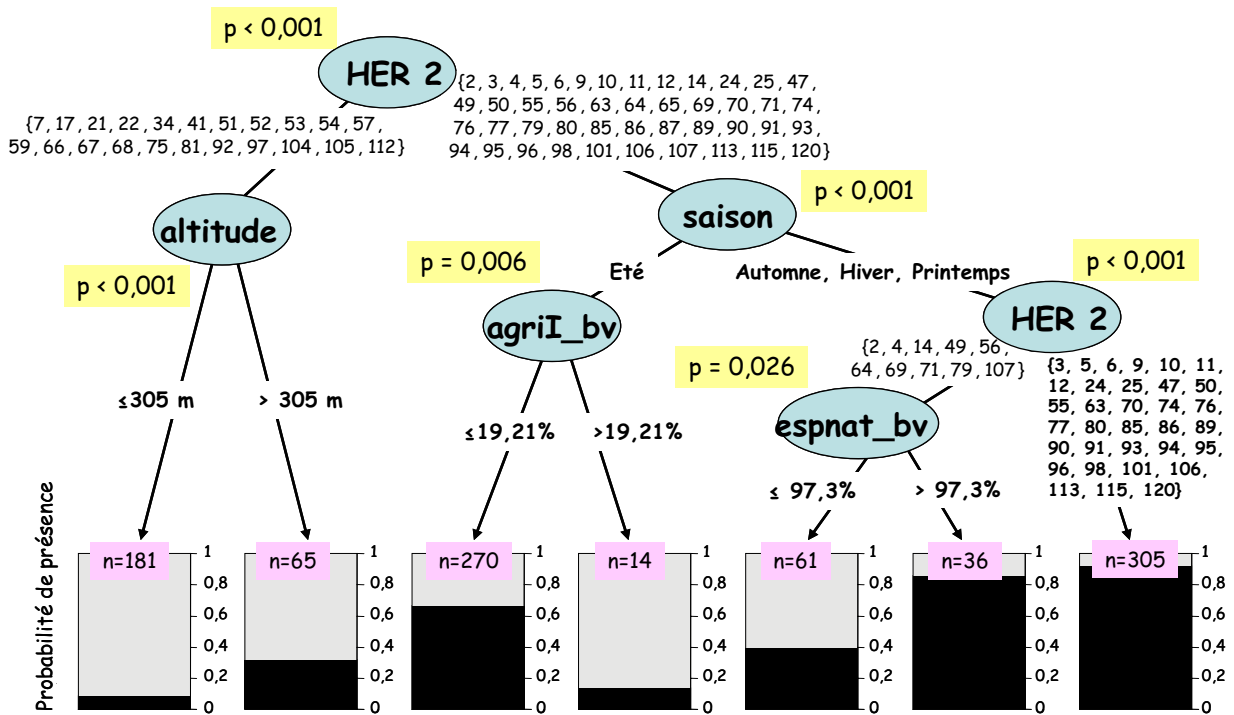


Figure 13 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Rhithrogena* (Ephemeroptera, Heptageniidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, HER2 = HER de niveau 2, n = nombre de relevés stationnels.

Dans tous les cas, l'HER, qu'elle soit de niveau 1 (*Tinodes*) ou de niveau 2 (*Perla*, *Protonemura*, *Rhithrogena*, *Caenis*, *Asellidae*), est la variable d'entrée la plus étroitement et significativement associée aux différences de distribution des taxons macrobenthiques testés dans les relevés à l'échelle nationale.

L'importance de la composante biogéographique dans la probabilité de présence d'un organisme benthique, lorsque observée à large échelle spatiale, n'est pas vraiment surprenante, d'autant plus que la plupart des taxons testés ont des préférences en matière d'habitat relativement tranchées (e.g. *Dinocras* et *Rhithrogena* nettement rhéophiles; *Caenis* et les *Asellidae* nettement limnophiles), qu'ils auront plus ou moins de chance de satisfaire dans les différentes HER compte tenu de leurs caractéristiques géomorphologiques et climatiques.

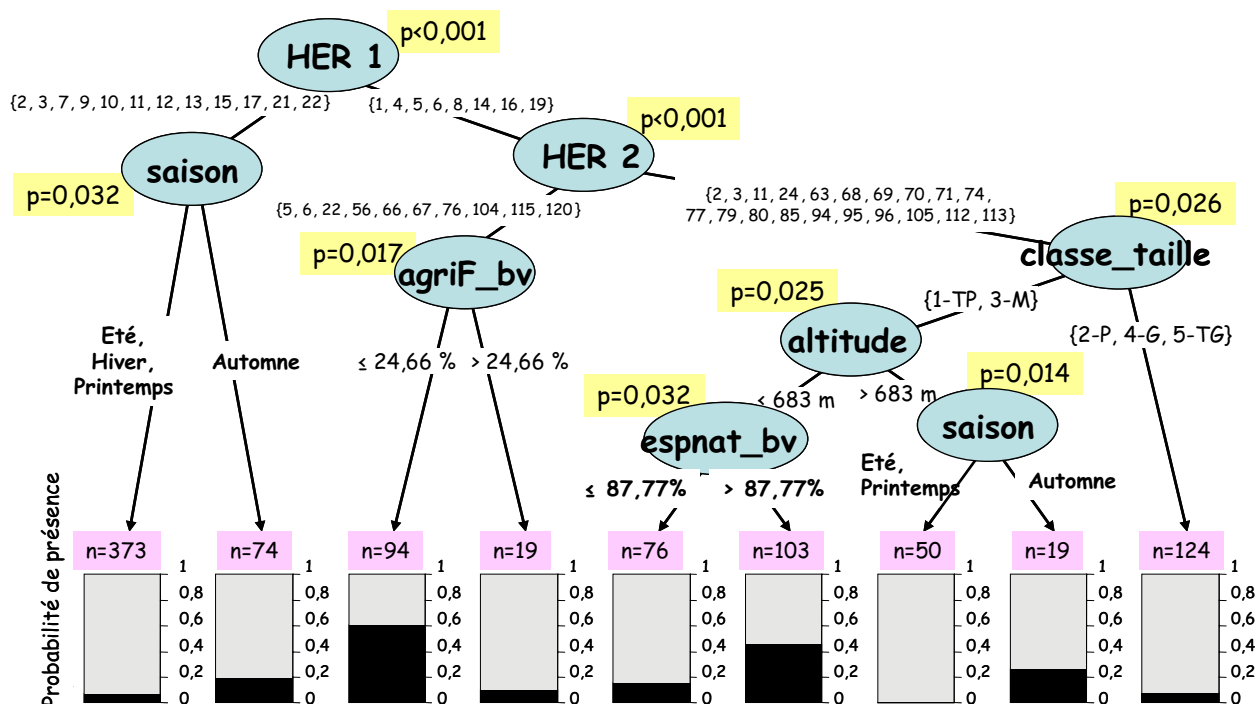


Figure 14 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Tinodes* (Trichoptera, Psychomyiidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriF_bv = surface relative du bassin versant occupée par de la sylviculture, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels

Il est également important de souligner l'importance de « l'occupation de l'espace » dans la division hiérarchique des relevés en groupes successifs présentant des probabilités de présence de niveau équivalent pour les taxons testés. Cette occupation de l'espace semble une variable plus explicative de la probabilité de présence des invertébrés benthiques lorsque considérée à l'échelle du bassin-versant, plutôt qu'à l'échelle d'une zone circulaire de 200 mètres autour du point de prélèvement. Les surfaces relatives du bassin versant occupées par de l'agriculture intensive (modalité agriI_bv dans les figures 11 à 16), des espaces naturels (modalité espnatI_bv), de zones artificialisées (modalité artif_bv) et de l'agriculture viticole (modalité vign_bv) sont, dans l'ordre décroissant d'importance, les plus explicatives des probabilités de présence des taxons testés.

La classe de taille du cours d'eau intervient également au moins une fois dans la définition des groupes homogènes de relevés pour tous les taxons testés, excepté *Rhithrogena*.

L'altitude contribue à la formation des groupes homogènes pour 3 des 6 taxons testés (*Protonemura*, *Rhithrogena* et *Tinodes*).

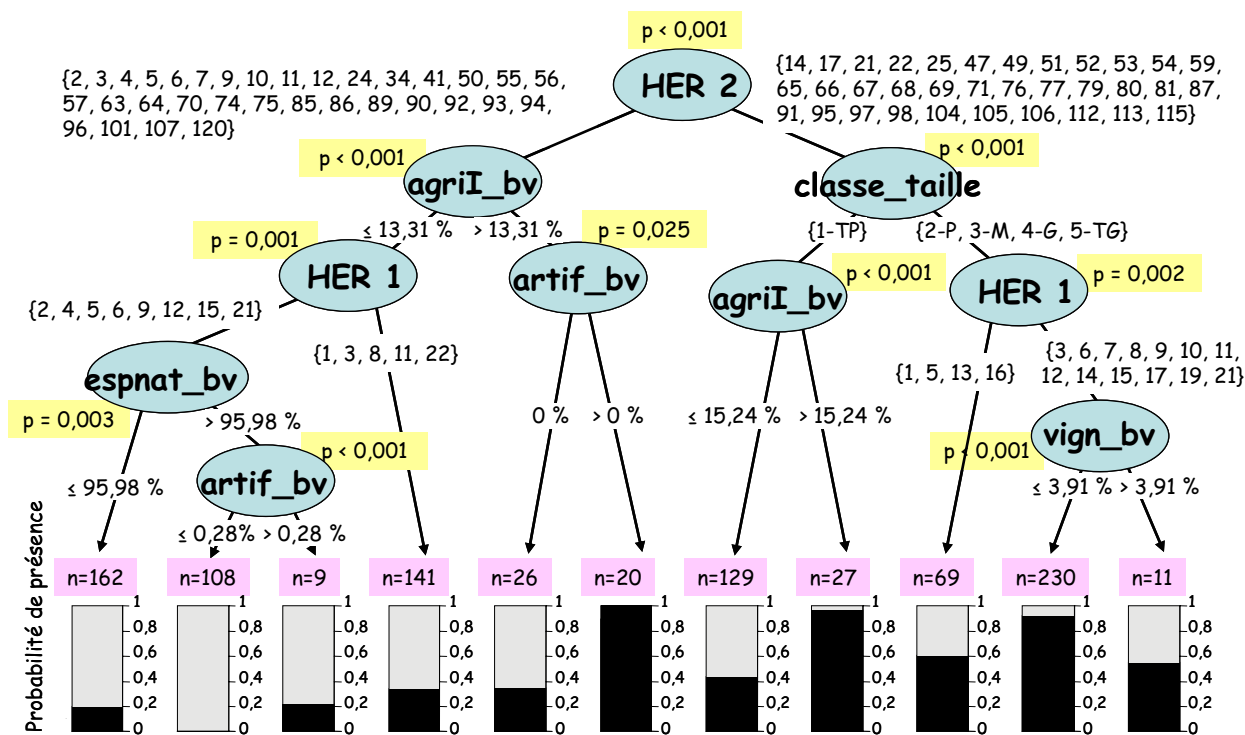


Figure 15 : Probabilité de présence stationnelle du genre *Caenis* (Ephemeroptera, Caenidae) compte tenu d'une combinaison de caractéristiques environnementales des sites, obtenue par analyse de classification par inférence conditionnelle. agriI_bv = surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture intensive, espnat_bv = surface relative du bassin occupée par des espaces naturels, artif_bv : surface relative du bassin versant qui est artificialisée, vign_bv: surface relative du bassin versant occupée par de l'agriculture viticole, HER1 et HER2 = HER de niveaux 1 et 2, n = nombre de relevés stationnels.

La date (= saison) d'échantillonnage n'intervient dans la constitution des groupes que pour *Tinodes* (Eté/printemps vs. Automne) et *Rhithrogena* (Eté vs Printemps/automne).

3.3. - Une perspective : calculer un écart entre liste faunistique de référence (= potentielle) et liste faunistique observée

Dans la mesure où l'établissement d'une liste faunistique de référence associant à tout taxon une probabilité de présence, compte tenu des caractéristiques « non anthropisables » du site étudié, paraît envisageable, il paraît légitime de chercher à mesurer l'écart (i.e. le degré de différence) entre toute 'liste faunistique observée' sur un point de prélèvement et la 'liste faunistique de référence' correspondante.

Comme nous l'avons en partie proposé dans le système expert, le calcul de cet écart peut être basé sur le calcul d'un coefficient de distance, qui peut-être soit un coefficient binaire (e.g. la distance associée au coefficient de similarité

IV - Bilan - perspectives

Au cours de cette seconde année de la convention UPV-Metz - MEEDDEM, les deux objectifs principaux étaient :

(1) de proposer de nouvelles métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE (notamment en termes d'évaluation d'un écart entre situation observée et situation de référence) et possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations.

Ces propositions ont été faites (cf. § III-2.2.4). Elles soulignent l'intérêt majeur d'un certain nombre de métriques quant à l'évaluation du statut écologique d'un cours d'eau sur la base d'un échantillonnage du compartiment macrobenthique à hauteur d'un point de prélèvement représentatif, aussi bien en termes d'intensité de la perturbation que de nature de la contrainte anthropique.

Les résultats statistiques qui servent de fondement aux sélections de métriques effectuées, reposent cependant sur une base de données qui intègre encore un nombre limité de données homogènes sur des sites perturbés. La dernière version de la base sur laquelle nous avons travaillé (i.e. juillet 2009) ne comportait en effet que 708 listes du réseau RCS (soit environ 15-20% seulement du stock potentiellement disponible), ce qui, même si le nombre peut paraître important, est peu pour tester statistiquement l'efficacité de métriques taxonomiques ou fonctionnelles, si l'on veut prendre en compte à la fois les différences typologiques (HER x taille du cours d'eau), les effets saisonniers (liés aux cycles biologiques des taxons), la nature et l'intensité des perturbations potentielles.

L'un de nos principaux facteurs limitant la progression du projet a été (est) l'accessibilité des données. Nous avons sans doute largement sous-estimé le temps nécessaire pour passer de la collecte des données par les différents opérateurs de terrain (DIRENS, DREALs, bureaux d'études) lors des campagnes d'échantillonnage à l'intégration et à la mise à disposition des listes faunistiques et des données environnementales correspondantes (notamment les données de physico-chimie qui nécessitent une validation par les Agences de l'eau) sous un format accessible et utilisable dans la base de données CEMAGREF.

La pertinence des tests, et donc l'efficacité de la combinaison de métriques sélectionnées, sera d'autant plus élevée que nous aurons eu la possibilité d'évaluer et de valider la qualité de chaque métrique candidate à l'I2M2 sur une quantité plus importante de données faunistiques et physico-chimiques cohérentes et diversifiées en termes d'intensité et de nature de perturbations

(2) de décrire précisément l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale

Cet état de référence biologique ne devait plus s'appuyer seulement sur une note IBGN, mais également sur une liste faunistique de référence et sur un certain nombre de métriques taxonomiques et fonctionnelles sélectionnées (cf. objectif n°1) sur leurs aptitudes à différencier un état "non perturbé" (= de référence) d'un état "perturbé" dès les faibles intensités de perturbation.

Deux stratégies complémentaires d'établissement d'une liste faunistique de référence ont été proposées et illustrées (cf. III-3). Elles seront finalisées au cours de l'année 2010, en cherchant à optimiser l'évaluation de la probabilité de présence de chaque taxon sur un point de prélèvement par intégration de variables d'entrée supplémentaires (e.g. en relation avec la couverture du substrat géologique dans le bassin versant) aux variables d'entrée actuellement disponibles.

Au cours de la dernière année de la convention, l'objectif majeur sera (i) de combiner de manière optimale dans un indice multi-métrique basé sur les invertébrés benthiques (I2M2), les différentes métriques candidates pré-sélectionnées au cours de l'année, (ii) de finaliser une procédure d'aide au diagnostic écologique en évaluant l'état de dégradation (ou la probabilité de contamination) d'un point de prélèvement par un certain nombre de sources de perturbation d'origine anthropique et (iii) de proposer un certain nombre d'outils taxonomiques et fonctionnels complémentaires, d'aide à l'interprétation des listes faunistiques, compatibles avec le nouveau protocole « RCS » de prélèvement et de traitement des échantillons, qui pourraient ultérieurement être intégrés dans une nouvelle génération, compatible DCE, du système expert (cf. USSEGLIO-POLATERA et BEISEL 2002 ; USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2002) plus particulièrement destiné aux personnels en charge du suivi, de la gestion et de la restauration des cours d'eaux.

Références bibliographiques :

- ARCHAIMBAULT V., USSEGLIO-POLATERA P., GARRIC J., WASSON J.-G. & BABUT M. 2009. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. Freshwater Biology (in press)
- CHARVET S., STATZNER B., USSEGLIO-POLATERA P. & DUMONT B. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. Freshwater Biology, 43, 277-296.
- DOLEDEC S. & STATZNER B. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. Freshwater Biology, 53, 617-634.
- GAYRAUD S., STATZNER B., BADY P., HAYBACH A., SCHÖLL F., USSEGLIO-POLATERA P. & BACCHI M. 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. Freshwater Biology, 48, 2045-2064.
- GOTELLI N. & McCABE D.J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. Ecology, 83, 2091-2096.
- HOTHORN T., HORNIK K & ZEILEIS, A. (2006) Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. Journal of computational and Graphical Statistics, 15, 651-674.
- ILLIES J. 1978. Limnofauna Europaea. 2nd edn. Fischer, Stuttgart.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Intern. Verein. Limnol., 12, 1-57.
- LECERF A., USSEGLIO-POLATERA P., CHARCOSSET J.-Y., LAMBRIGOT D., BRACHT B. & CHAUVET E. 2006. Assessing functional integrity of eutrophicated streams using direct and indirect approaches: litter breakdown versus macrobenthic assemblage taxonomic and trait structure. Archiv für Hydrobiologie, 165, 105-126.
- LIESS M. & VON DER OHE P.C. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environmental Toxicology and Chemistry, 24, 954-965.
- LIESS M., VON DER OHE P.C., SCHRIEVER C.A., SCHÄFER R. & BEKETOV M. 2006. SPEAR Database (Available from: <http://www.ufz.de/index.php?en=2138>).
- PISCART C., USSEGLIO-POLATERA P., MORETEAU J.-C. & BEISEL J.-N. 2006b The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. Archiv für Hydrobiologie, 166, 185-198.
- STATZNER B., BIS B., DOLEDEC S. & USSEGLIO-POLATERA P. 2001b. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. Basic and Applied Ecology, 2, 73-85.
- TOWNSEND C.R., DOLEDEC S. & SCARSBROOK M.R. 1997b. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. Freshwater Biology, 37, 367-387
- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. 2002a. Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation des données recueillies avec le protocole IBGN. Etude Inter-Bassins, Rapport Phase I et II, 105 p. + Annexe

- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. 2002b. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. River Research & Applications, 18, 197-211.
- USSEGLIO-POLATERA P., BEISEL J.-N. & GUERNIER A. 2002. Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation des données recueillies avec le protocole IBGN. Livret Guide (version 1.0). Etude Inter-Bassins, 87 p. + Annexes
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. Freshwater Biology, 43, 175-205.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait data bases? Hydrobiologia, 422/423, 173-181.
- USSEGLIO-POLATERA P., RICHOUX P., BOURNAUD M., & TACHET H. 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 139/1, Monogr. Stud., 53-83.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. 1980. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 130-137.
-

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)



Programme scientifique :
(soutenu par le MEDDTL)

**"Invertébrés benthiques : métriques biologiques,
conditions de référence, méthodes de
bioindication, système-expert"**

Rapport d'activité final

Rédaction : Philippe Usseglio-Polatera & Cédric Mondy

Février 2011

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"

UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146

Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Remerciements :

Nous remercions à nouveau très chaleureusement tous les hydrobiologistes des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) qui ont efficacement contribué à la collecte et au dépouillement des données faunistiques sur les peuplements macrobenthiques des sites du réseau de référence (RDR) et du réseau de contrôle de surveillance (RCS). Cette étude qui vise à optimiser les méthodes de diagnostic écologique des cours d'eaux basées sur le compartiment « invertébrés benthiques » ne pourrait se réaliser sans leurs précieux concours et incontournable collaboration.

Nous remercions également très vivement Virginie Archambault, Bertrand Villeneuve, Martial Ferréol, André Chandesris, Laurent Valette et Yves Souchon du CEMAGREF (Groupement de Lyon, Unité de Recherches Biologie des Ecosystèmes Aquatiques) pour leur efficace coopération dans la fourniture et la validation des données (notamment physico-chimiques et hydromorphologiques) qui ont permis d'aboutir à la construction de cette première version de l'Indice Multimétrique Invertébrés (I2M2) et tous les membres des groupes de travail AFNOR ayant activement participé à la rédaction des normes expérimentales XP T90-333 et XP T90-388, avec lesquels des discussions animées, stimulantes et fructueuses ont permis de progresser dans l'amélioration et la mise en conformité européenne des protocoles d'échantillonnage et de traitement des échantillons d'invertébrés macrobenthiques dans les eaux courantes.

Nous remercions également cordialement Christelle Rioury, Isabelle Vial, Vassilis Spyrtatos et Laurence Perianin (DEB) qui ont activement participé à la phase d'élaboration, de mise en route et de suivi de la convention entre le MEDDTL (ex MEDAD, MEEDDAT puis MEEDDM), et l'Université Paul Verlaine - Metz sur la période 2007-2010, et ont suivi les différentes étapes de la mise au point des protocoles d'échantillonnage.

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"

UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146

Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Sommaire :

Liste des Figures	p. 9
Liste des Tableaux	p. 11
Liste des Annexes	p. 13
I - <u>Introduction</u>	p. 15
II - <u>Objectifs de la troisième année d'étude</u>	p. 18
1 - <u>Proposer une sélection de métriques biologiques possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations, candidates à l'intégration dans l'indice I2M2</u>	p. 18
2 - <u>Proposer une démarche de construction de l'indice multimétrique I2M2, compatible avec les définitions normatives de la DCE</u>	p. 19
3 - <u>Proposer une démarche qui conduise à un outil de diagnostic écologique, accompagnant l'indice I2M2</u>	p. 20
II - <u>Résultats de la troisième année d'étude</u>	p. 20
A - <u>Vers une première version de l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I2M2)</u>	p. 20
1. - <u>Définition des catégories de pression</u>	p. 20
2. - <u>La définition du « Bon état » écologique</u>	p. 26
3. - <u>La définition des valeurs de référence : pour quels types de cours d'eau ?</u>	p. 28
3.1. - <u>Comment se libérer de la typologie ?</u>	p. 31
3.2. - <u>Comment définir les limites « Bon état/Etat moyen », « Bon état/Très bon état » et les valeurs de référence ?</u>	p. 32
4. - <u>Expression des valeurs de métriques</u>	p. 34

5. - <u>Quelles métriques testées ?</u>	p. 36
6. - <u>Sélection des métriques candidates</u>	p. 39
6.1. - <u>Partition du jeu de données initial</u>	p. 39
6.2. - <u>Critères de sélection des métriques candidates</u>	p. 39
6.2.1. - <u>Le caractère « spécialiste » ou « généraliste » des métriques</u>	p. 39
6.2.2. - <u>La sensibilité ou capacité de discrimination (DE)</u>	p. 41
6.2.2.1 - <u>Définition de la capacité de discrimination</u>	p. 41
6.2.2.2 - <u>Critère de sélection, basé sur la DE, des métriques candidates</u>	p. 42
6.2.3. - <u>Le coefficient de variation (CV)</u>	p. 44
6.2.3.1 - <u>Définition du coefficient de variation</u>	p. 44
6.2.3.2 - <u>Critère de sélection, basé sur le CV, des métriques candidates</u>	p. 44
6.3. - <u>Résultats de l'application des 3 critères de sélection aux métriques candidates</u>	p. 44
7. - <u>Principe de calcul de l'I2M2</u>	p. 45
8. - <u>Sélection finale des métriques candidates</u>	p. 46
8.1 - <u>14 métriques satisfont simultanément aux 3 critères de sélection</u>	p. 46
8.2 - <u>Sélection finale des métriques : le résultat d'un processus itératif</u>	p. 48
8.3 - <u>7 métriques intégrées dans la VO de l'I2M2</u>	p. 48

9. - <u>Adaptation de l'échelle de variation de l'I2M2</u>	p. 49
9.1. - <u>Principe de l'adaptation</u>	p. 49
9.2. - <u>Résultat obtenu</u>	p. 50
10. - <u>Fixation des limites de classes de qualité écologique</u>	p. 50
10.1. - <u>Principe</u>	p. 50
10.2. - <u>Résultat</u>	p. 51
11. - <u>Evaluation de l'efficacité de discrimination de l'indice I2M2</u>	p. 51
11.1. - <u>Principe</u>	p. 51
11.2. - <u>Résultat</u>	p. 51
12. - <u>Comparaison des indices I2M2 et IBGN</u>	p. 56
12.1. - <u>Principe de la comparaison</u>	p. 56
12.2. - <u>Résultat de la comparaison</u>	p. 57
B - <u>Vers un outil de diagnostic de la nature des perturbations associé à l'indice I2M2</u>	p. 58
1. - <u>Un principe de construction basé sur une forêt d'arbres conditionnels</u>	p. 58
2. - <u>Exemple d'application au jeu de données d'apprentissage et au jeu de données test ayant permis l'élaboration de la v0 de l'indice I2M2</u>	p. 60
III - <u>Conclusion</u>	p. 63
IV - <u>Références citées</u>	p. 69
<u>Annexes</u>	p. 75
Annexe 1	p. 77

Annexe 2	p. 89
Annexe 3	p. 95
Annexe 4	p. 125
Annexe 5	p. 137

Liste des figures :

Figure 1 : Cartographie des pressions physico-chimiques à partir de l'ensemble des données disponibles en décembre 2010 sur le réseau de référence (RDR) et le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Les sites sont repérés par la classe de qualité associée au paramètre physico-chimique le plus dégradant pour la catégorie de pression prise en compte : le niveau de contamination aux matières organiques oxydables (MOOX). La cartographie des 11 autres types de pression physico-chimiques est en Annexe 1.

Figure 2 : Cartographie des pressions hydromorphologiques à partir de l'ensemble des données disponibles en décembre 2010 sur le réseau de référence (RDR) et le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Les sites sont repérés par la classe de risque associée au paramètre hydromorphologique le plus dégradant pour la catégorie de pression prise en compte : le « risque de colmatage ». La cartographie des 6 autres types de pression hydromorphologiques est en Annexe 2.

Figure 3 : (a) Distribution des HER métropolitaines ; (b) Cartographie des sites associés au « bon état » écologique (petits carrés noirs) et des autres sites (disques blancs) et d'un suivi du compartiment macrobenthique.

Figure 4 : Distribution des valeurs d'écart normalisés à la situation de référence (SES) pour les métriques biologiques (a) « oligosaprobe » (métrique décroissante avec l'intensité de la pression) et (b) « α -mésosaprobe » (métrique croissante avec l'intensité de la pression) qui correspondent à la fréquence relative d'utilisation de ces deux modalités du trait écologique « sensibilité aux contaminations organiques » (= valeur saprobiale) au sein du peuplement macrobenthique. DE25 et DE75 sont définies en note infra-paginale du § 3.2.

Figure 5 : Principe de définition des limites de « classe de qualité » pour les métriques biologiques testées (a) cas d'une métrique décroissante le long d'un gradient de pression; (b) cas d'une métrique croissante le long d'un gradient de pression; TB = « très bon état » ; B = « bon état » ; Mo = « état moyen » ; Mé = « état médiocre » et Ma = « mauvais état ». DE = capacité de discrimination.

Figure 6 : Illustration de la procédure d'analyse de classification par inférence conditionnelle. Est testé le caractère significatif de la différence dans la distribution des valeurs prises par la métrique analysée (e.g. la fréquence relative d'utilisation de la modalité « oligosaprobe » pour le trait « valeur saprobiale ») entre 2 groupes homogènes de relevés du jeu d'apprentissage qui diffèrent par leur statut physico-chimique (i.e. « bon état » vs. « impacté »). Le nombre de relevés « impactés » (groupe 2) ou appartenant au « bon état » écologique (groupe 1) est indiqué pour chaque groupe formé (n). La « p value » évalue le risque de déclarer à tort la différence entre les 2 groupes comme significative.

Figure 7 : Nuages de points illustrant les corrélations linéaires entre capacités de discrimination (DE) de 10 catégories de pression physico-chimique, pour l'ensemble des métriques testées (à l'échelle du « point de prélèvement »).

Figure 8 : Distribution des valeurs de l'indice I2M2 au sein de classes d'amplitude 0,025 unité EQR, dans le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test

Figure 9 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'indice I2M2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc) et de données « impactées » (en grisé) pour 12 catégories de pression physico-chimique, sur le jeu de données d'apprentissage (C) et le jeu de données test (T).

Figure 10 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'indice I2M2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc) et de données « impactées » (en grisé) pour 7 catégories de pression hydromorphologique, sur le jeu de données d'apprentissage (C) et le jeu de données test (T). BV = bassin-versant.

Figure 11 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs de capacité de discrimination (DE) de l'indice I2M2 sur le jeu de données d'apprentissage (à gauche) et le jeu de données test (à droite), pour 19 catégories de pression physico-chimique et hydromorphologique.

Figure 12 : Comparaison de l'efficacité de discrimination (DE) de l'indice I2M2 et de l'indice IBGN pour 19 catégories de pressions physico-chimiques et hydromorphologiques. Distributions respectives des valeurs de DE (Min/Q25/Médiane/Q75/Max).

Figure 13 : Interprétation du modèle généré par la constitution d'une forêt d'arbres conditionnels par « bootstrapping » sur le jeu d'apprentissage (STROBL *et al.*, 2007). (a) L'estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve) fournit une évaluation de la qualité du modèle. (b) Le modèle prédictif est d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1, une AUC de 0,5 correspondant à un modèle parfaitement aléatoire (a&b).

Figure 14 : Efficacité comparée des modèles prédictifs (a) d'une acidification et (b) d'une contamination par des matières phosphorées, construits sur la base du jeu d'apprentissage, par estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve). Un modèle prédictif est considéré comme d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1.

Figure 15 : Diagramme en radar, représentant les probabilités moyennes d'impact significatif de 9 catégories de pression physico-chimiques (a), sur 3 stations du jeu de données test (b, c & d), compte tenu de la structure taxonomique et fonctionnelle de son peuplement macrobenthique.

Liste des tableaux :

Tableau I : Niveau d'implication (exprimé en %) de 17 métriques hydromorphologiques (voir texte pour la signification des codes-variables) dans les modèles de régression PLS explicatifs des résultats fournis par 525 métriques biologiques (données sur les modèles PLS fournies par Bertrand VILLENEUVE ; CEMAGREF, Lyon). Seules les variables biologiques dont le pouvoir explicatif du modèle explicatif est associé à un R² supérieur à 0,4 (colonnes 2 & 3), 0,3 (colonnes 4 & 5) et 0,2 (colonnes 6 & 7) sont prises en compte. Nb = nombre de métriques biologiques concernées, T.I. = taux d'implication (%) dans les modèles PLS. Les codes couleurs correspondent à des taux d'implication de : rouge = [0-0,2[; orange = [0,2-0,4[; jaune = [0,4-0,6[; vert = [0,6-0,8[; bleu = [0,8-1,0].

Tableau II : Nombre de sites de référence (col. 3) et de listes associées (col. 4) pour les différents types de cours d'eau (col. 2) dans les 22 HER (col. 1) de la typologie nationale. Les combinaisons « HER x taille » réunies par le même trait grisé ont été regroupées en un seul type.

Tableau III : 65 types de cours d'eaux conservés, sur la base de la typologie nationale, compte tenu des données disponibles en matière de « sites » et de « relevés » susceptibles d'illustrer l'état de référence. Des regroupements de deux types (ou plus) ont parfois été nécessaires pour satisfaire aux exigences minimales en matière de qualité et quantité de données nécessaires pour définir les valeurs de référence.

Tableau IV : Corrélations linéaires entre capacités de discrimination (DE) de 10 catégories de pression physico-chimique pour l'ensemble des métriques testées (à l'échelle du « point de prélèvement »).

Tableau V : Sélection finale des 7 métriques candidates à l'I2M2. Capacité de discrimination (DE) de chaque métrique pour 19 catégories de pression, sur le jeu de données d'apprentissage. Capacités de discrimination de l'I2M2 et de l'IBGN sur le jeu de données total (= jeu d'apprentissage + jeu de données test).

Tableau VI : Sélection finale des 7 métriques candidates à l'I2M2. Capacité de discrimination (DE) de chaque métrique pour 19 catégories de pression, sur le jeu de données test.

Tableau VII : Efficacité moyenne comparée des modèles prédictifs obtenus à partir du jeu de données d'apprentissage, par estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) située sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve), pour 9 types de pression physico-chimiques. Les bornes de l'intervalle de confiance (95%) sont fournies. Un modèle prédictif est considéré comme d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1.

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Liste des annexes :

Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique :

- 1 - Matières azotées (hors Nitrates)
- 2 - Nitrates
- 3 - Matières Phosphorées
- 4 - Proliférations végétales
- 5 - Matières en Suspension
- 6 - Acidification
- 7 - Micropolluants minéraux
- 8 - Pesticides
- 9 - HAP
- 10 - PCB
- 11 - Autres micropolluants organiques

Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique :

- 1 - Voies de communication dans le lit mineur
- 2 - Taux de couverture forestière
- 3 - Taux d'urbanisation
- 4 - Instabilité hydrologique
- 5 - Degré d'anthropisation
- 6 - Rectification

Annexe III : Liste des métriques biologiques testées, échelle d'observation et sens de variation de chaque métrique le long d'un gradient de dégradation croissant, lorsque la réponse de cette métrique est significative, pour 17 catégories de pression. « + » = métrique qui augmente en situation d'impact anthropique ; « - » = métrique qui diminue en situation d'impact anthropique ; « 0 » métrique sans différence significative entre « bon état » et « état perturbé ».

Annexe IV : Liste des métriques biologiques candidates à l'I2M2 testées au cours de cette étude (x), échelle de calcul (= bocal ou combinaison de bocaux sur lequel/laquelle la métrique est calculée) et référence bibliographique (s'il y a lieu).

Annexe V : Niveau de spécificité aux pressions physico-chimiques (col. 4) et aux pressions hydromorphologiques (col. 5), exprimé en nombre de pressions entraînant une réponse significative, de 540 métriques candidates à l'indice I2M2 répondant à au moins un des trois critères de sélection : (i) réponse significative de la métrique pour au moins 7 catégories de pression physico-chimique et au moins 5 catégories de pression hydromorphologique ; (ii) DE moyen $\geq 0,6$; (iii) CV moyen $\leq 0,1$. Capacité de discrimination moyenne (DEmoyen - col. 7) et coefficient de variation (CV - col. 8) associés à chaque métrique. Les métriques satisfaisant aux critères définissant les métriques « spécialistes » (= « S » dans col. 6) ou « généralistes » (= « G » dans col. 6) sont indiquées.

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

I - Introduction

Cette étude effectuée en collaboration avec le CEMAGREF (groupement de Lyon) et soutenue par le MEDDTL vise à (i) mettre en conformité la méthode nationale de bioévaluation des cours d'eau, via la faune benthique invertébrée, aux exigences de la DCE, (ii) faire évoluer l'IBGN actuel (norme NF T 90-350, 1992 ; AFNOR, 2004) vers un véritable « outil de diagnostic écologique » (i.e. l'I2M2 et son outil diagnostique associé) et (iii) faciliter la comparaison des résultats fournis par la méthode de bioévaluation nationale avec les méthodes européennes actuelles d'évaluation de l'état écologique en recherchant une meilleure cohérence du protocole national normalisé avec les stratégies d'évaluation de nos partenaires européens, tant au niveau de la phase de terrain que du protocole de laboratoire et de la procédure d'évaluation de l'état écologique.

Le présent rapport résume les travaux de la dernière année d'étude du programme scientifique soutenu par le MEDDTL. Il fait suite aux rapports intermédiaires de fin de première année (USSEGLIO-POLATERA & MONDY, 2008) et de fin de seconde année (MONDY & USSEGLIO-POLATERA, 2010).

La **première année d'étude** nous a en effet permis (i) de valider les modalités d'échantillonnage des invertébrés benthiques (norme XP T 90-333, 2009) et de traitement des échantillons élémentaires au laboratoire (norme XP T 90-388, 2010) prévues par le protocole « RCS » pour les cours d'eaux peu profonds et (ii) de jeter les bases d'une adaptation du protocole « RCS » aux grandes rivières et cours d'eaux profonds.

Nous avons ainsi pu :

(i) montrer l'intérêt d'un échantillonnage des habitats « marginaux » et des habitats « dominants »

La contribution originale des substrats marginaux (bocal 1, phase A dans la norme XP T90-333) à la liste faunistique d'un point de prélèvement semblait d'autant plus significative que la mosaïque d'habitats benthiques était moins diversifiée.

Les bocaux 2 (phase B) et 3 (phase C) présentaient des richesses taxonomiques et des contributions individuelles équivalentes à la liste faunistique du point de prélèvement. La réalisation de 4 prélèvements seulement (= bocal 2) dans les habitats dominants ne permet pas, par conséquent, d'obtenir une image pertinente du cortège faunistique réel d'un point de prélèvement, dans la mesure

où les 4 relevés élémentaires suivants (= bocal 3) contribuent de manière « non significativement inférieure » aux quatre relevés précédents à la liste faunistique de ce point de prélèvement.

(ii) réexaminer l'ordre d'habitabilité relative des différents types de substrat et classes de vitesse de courant

Si l'ordre d'habitabilité des classes de vitesse de courant (issu du protocole IBGN) et les modifications apportées à la définition et à l'ordre d'habitabilité des substrats dans le protocole RCS (par rapport à l'IBGN) ont été validés, les résultats obtenus suggéreraient également quelques aménagements à apporter aux préconisations actuelles du protocole RCS.

- Globalement les « sédiments minéraux de grande taille » (pierres, galets ; S24), à l'échelle nationale, apparaissent comme le type de support le plus habitable. Ce substrat pourrait donc être remonté dans l'ordre des priorités d'échantillonnage.
- L'habitabilité des « Bryophytes » (S1) paraît devoir être légèrement revue à la baisse lorsque considérée à large échelle spatiale, ce type de substrat pourrait donc être légèrement déclassé dans l'ordre des priorités d'échantillonnage.
- La priorité d'échantillonnage des « Hydrophytes » (Spermaphytes immergées, S2) semble devoir être revue assez nettement à la baisse, leur habitabilité, sur des critères faunistiques, n'ayant pas été estimée, par l'analyse du jeu de données nationales, significativement supérieure à celle des « Hélophytes » (Spermaphytes émergents de la strate basse, S10).

(iii) effectuer une première description de l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale, sur la base d'une sélection *a priori* de métriques taxonomiques. Nous avons par ailleurs montré quelle pouvait être l'influence du gradient longitudinal sur les métriques fonctionnelles basées sur les caractéristiques bio/écologiques des organismes, justifiant ainsi une définition de l'état de référence par combinaison « taille de cours d'eau x HER ».

La seconde année d'étude nous a également permis :

(i) d'évaluer les capacités de diagnostic quant à la nature et l'intensité des pressions/perturbations, d'une large sélection de 347 métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE.

L'objectif principal était de tester les capacités de chaque métrique à différencier un état "non perturbé" (= de référence) d'un état "perturbé" dès les faibles intensités de perturbation. Il s'agissait également d'identifier les métriques taxonomiques et fonctionnelles les plus aptes à identifier différentes catégories de pression et différentes intensités de perturbation.

Ainsi 14 métriques avaient été identifiées comme candidates à une utilisation comme indicateurs globaux de dégradation.

Si 32 métriques pouvaient également être considérées comme candidates à une utilisation comme indicateurs spécifiques d'une contamination organique, le nombre de métriques réagissant spécifiquement à d'autres catégories de pression étaient beaucoup plus réduit (e.g. 0 pour une contamination aux micropolluants minéraux ; même si plusieurs métriques sont significativement affectées par les micropolluants minéraux, aucune ne réagit uniquement à cette catégorie de pression).

Il était nécessaire également de déterminer au préalable si, en situation de référence :

- ces métriques prenaient des valeurs significativement différentes au sein d'une HER en fonction de la taille du cours d'eau,
- ces métriques prenaient des valeurs significativement différentes d'une HER à l'autre, pour une même taille du cours d'eau,
- ces métriques présentaient des variations saisonnières ou inter-annuelles significatives au sein d'une combinaison « HER x taille de cours d'eau » donnée,

Les résultats de la seconde année d'étude ont montré :

- qu'un grand nombre de métriques était caractérisé par une hétérogénéité « inter-tailles de cours d'eau » significative (e.g. 69,7% des métriques testées pour l'HER 10 ; 66,0% pour l'HER 3 ; 59,7 % pour les HER 2 et 7 ou 57,6% pour l'HER 15).
- que cette sensibilité des métriques à un effet « taille » sur les sites de référence était d'autant plus importante que les métriques décrivaient certains aspects de la relation « faune x habitat » (i.e. métriques «écologiques»); en particulier si cette description était à large échelle spatiale. Cette sensibilité était plus faible pour les métriques de richesse.
- que la quasi-totalité des 347 métriques testées était significativement affectée par un effet « HER » au sein d'une classe de taille de cours d'eau donnée.

- que la plupart des métriques étaient temporellement stables, (6,16% seulement des métriques présentent des variations temporelles significatives au sein d'une combinaison « HER x taille de cours d'eau » donnée) et que, pour les métriques sensibles, les variations « saisonnières » étaient nettement plus importantes que les variations « inter-annuelles » ou liées à des « événements météorologiques exceptionnels ».

II - Objectifs de la troisième année d'étude

1 - Proposer une sélection de métriques biologiques possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations, candidates à l'intégration dans l'indice I2M2.

L'année 2 a permis d'établir une première sélection de métriques « généralistes » et de métriques « spécialistes » à partir des données du réseau de référence (RDR) et du réseau de contrôle de surveillance (RCS).

Les premiers résultats obtenus ont montré que **plusieurs métriques étaient de bon indicateurs d'un « état perturbé »** (= métriques généralistes), **quelles que soient la nature et l'intensité de la perturbation** (MONDY & USSEGLIO-POLATERA, 2010 - cf. Tableau X, p. 55). La mise en évidence de ce pool de métriques à réponse significative dès le franchissement de la limite bon état/état moyen, a été un élément encourageant quant à la mise au point d'un indice multimétrique de bioindication destiné à mettre en évidence efficacement un état perturbé.

L'année 2 a également permis d'identifier des métriques plus « spécifiques » d'une catégorie de pression donnée (= métriques « spécialistes »), qui ne réagissaient significativement qu'à un seul type de pression, parmi plusieurs catégories de pressions testées (i.e. « contamination organique », « acidification », « contamination par les HAP », « contamination par les micropolluants minéraux »). Le nombre de métriques spécialistes identifiées était cependant très variable d'un type de pression à l'autre (cf. Introduction) : e.g. 32 métriques (parmi 347 testées) pour les contaminations organiques, mais 3 seulement pour l'acidification, 2 pour les contaminations aux HAP et aucune spécifique des micropolluants minéraux, même si 28 métriques biologiques répondent significativement (mais pas seulement) à ce type de pression (cf. Tableaux XI à XIV, pp. 56-60, in MONDY & USSEGLIO-POLATERA, 2010).

Le nombre de catégories de pression testées (4) était cependant limité principalement du fait de la quantité limitée d'information biologique bancarisée,

sur le réseau RCS fin 2009. Un volume de données bancarisées beaucoup plus important fin 2010, a permis une distinction plus fine des pressions chimiques.

Par ailleurs, aucune donnée synthétique sur le degré d'altération hydromorphologique des sites n'était disponible en 2009, de sorte qu'aucune catégorie d'altération hydromorphologique n'avait pu être prise en compte. Une collaboration étroite avec le CEMAGREF de Lyon (Bertrand Villeneuve, Laurent Valette et Virginie Archambault), qui a procédé en 2010 à une description précise des caractéristiques hydromorphologiques des sites faisant l'objet d'un suivi biologique dans le cadre du RDR et du RCS (données qui nous ont été fournies en décembre 2010), a permis la prise en compte des perturbations hydromorphologiques dans la définition de l'I2M2, dès ce présent rapport.

Par ailleurs, le panel de 347 métriques testées en 2009 n'offrait pas forcément une image exhaustive de toutes les métriques biologiques potentiellement candidates à une intégration dans l'I2M2. Le panel de métriques testées en 2010 a donc été largement complété (plus de 400 métriques différentes testées). Les métriques n'avaient par ailleurs été testées en 2009 qu'à l'échelle d'observation du « point de prélèvement », i.e. de la distribution d'abondances obtenue par addition des résultats faunistiques fournis par les 3 bocalaux « B1 », « B2 » et « B3 ». Elles ont été, en 2010, testées également à l'échelle du « bocal » (i.e. « B1 » ou « B2 » ou « B3 ») ou, pour certaines, à l'échelle de la combinaison de bocalaux (e.g. « B1 + B2 » pour la métrique « IBGN »).

2 - Proposer une démarche de construction de l'indice multimétrique I2M2, compatible avec les définitions normatives de la DCE.

La sélection des métriques candidates les plus pertinentes à l'intégration dans un outil de bioindication, selon une démarche qu'il reste à définir (cf. la partie II de ce rapport) a pour objectif d'aboutir à une première version (v0) de l'indice multimétrique I2M2 qui offre une capacité optimale à identifier « une perturbation », donc qui offre le meilleur pouvoir de discrimination du « bon état » écologique d'un état « perturbé », pour un maximum de catégories de pression.

La restitution d'une valeur numérique unique, comme « résumé » de l'intensité des pressions anthropiques subies par un cours d'eau à hauteur d'un « point de prélèvement » (au sens de la norme XP T 90-333, 2009), est certes pratique car simple d'interprétation, mais permet difficilement, au-delà de l'appréciation de l'intensité de la pression subie, d'aller très loin dans le diagnostic écologique. Un

des objectifs du questionnaire ou de l'utilisateur est également d'identifier, si possible précocement, la nature des perturbations affectant le cours d'eau sur le tronçon étudié.

3 - Proposer une démarche qui conduise à un outil de diagnostic écologique, accompagnant l'indice I2M2.

Il est donc prévu que l'identification d'un état « perturbé » par l'indice I2M2 soit complétée par un outil de diagnostic écologique qui tentera de préciser la nature de la ou des perturbations affectant le point de prélèvement, parmi un certain nombre de catégories de perturbation/pressions pré-définies. Plus précisément, l'objectif de l'outil de diagnostic sera d'évaluer, à partir d'une combinaison de métriques biologiques, le risque pour une station d'être impactée par différents types de pression.

II - Résultats de la troisième année d'étude

A - Vers une première version de l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I2M2)

1. - Définition des catégories de pression

Compte tenu des données disponibles sur le réseau RCS, 12 catégories de pressions physico-chimiques ont été définies. Il s'agit :

- des contaminations par les **matières organiques et oxydables (MOOX)**,
- des contaminations par les **matières azotées** (hors nitrates),
- des contaminations par les **nitrates**,
- des contaminations par les **matières phosphorées**,
- des **proliférations végétales**,
- des augmentations du taux de **matières en suspension (MES)**,
- des problèmes d'**acidification**,
- des contaminations par les **micropolluants minéraux** (e.g. métaux),
- des contaminations par les **pesticides**,
- des contaminations par les **hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**,
- des contaminations par les **polychlorobiphényles (PCB)**,
- des contaminations par les **autres micropolluants organiques**.

Chaque pression est caractérisée par une combinaison de paramètres physico-chimiques, parmi 212 paramètres pour lesquels de l'information est disponible et

interprétable en utilisant les grilles de qualité du SEQ-EAU II (OUDIN & MAUPAS, 2003).

La classe de qualité allouée à un point de prélèvement donné pour une catégorie de pression déterminée correspond à la classe de qualité attribuée à cette station par le paramètre le plus déclassant au sein de la famille de paramètres associée à cette catégorie de pression.

Un état cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, est disponible en annexe pour chacune des 12 catégories de pression (Figure 1 & Annexe 1).

Les pressions hydromorphologiques ont été caractérisées à partir de 17 métriques hydromorphologiques renseignées par l'équipe du CEMAGREF de Lyon (données fournies par Bertrand Villeneuve et Laurent Valette le 10 décembre 2010) sur la totalité des sites ayant fait l'objet d'un suivi hydrobiologique. Il s'agit de :

Métrique 1 - la présence de voies de communication dans le lit mineur (coef_ TX_VCOM12W),

Métrique 2 - la présence de voies de communication dans le lit majeur (coef_ TX_VCOM3W),

Métrique 3 - le taux de couverture forestière dans le lit majeur (coef_ TX_VEGLITMAJ),

Métrique 4 - le taux de couverture forestière dans la zone de 10 m de part et d'autre du lit mineur (coef_ TX_VEG10M),

Métrique 5 - le taux de couverture forestière dans la zone de 30 m de part et d'autre du lit mineur (coef_ TX_VEG30M),

Métrique 6 - le taux de plans d'eau sur la rivière à l'échelle du tronçon (coef_ TX_PLANDO),

Métrique 7 - le taux d'urbanisation dans une zone de 100 m de part et d'autre de la rivière, à l'échelle du sous-tronçon (coef_ TX_URB100M),

Métrique 8 - le taux de seuils (exprimé en nombre/km) à l'échelle du sous-tronçon (coef_ TX_SEUILS),

Métrique 9 - le taux de rectitude (= rectification) à l'échelle du sous-tronçon (coef_ TX_RECTI),

Métrique 10 - le risque potentiel d'érosion des sols (coef_ EROS_SAU),

Métrique 11 - la surface du bassin-versant amont interceptée par de grands barrages / surface du bassin versant amont (comme expression du taux potentiel de rétention des sédiments, coef_ ratio_bv)

Métrique 12 - le volume d'eau retenu / volume d'eau qui s'écoule (coef_ eclmt_tot),

Métrique 13 - la surface agricole irriguée / surface totale (coef_ ratio_irr),

Métrique 14 - la surface agricole drainée / surface totale (coef_ratio_drai),

Métrique 15 - le pourcentage du bassin versant urbanisé (coef_RATIO_ARTI),

Métrique 16 - le pourcentage du bassin versant en agriculture intensive (coef_RATIO_AGRI),

Métrique 17 - le pourcentage du bassin versant en surfaces naturelles (coef_RATIO_NATU),

Tableau I : Niveau d'implication (exprimé en %) de 17 métriques hydromorphologiques (voir texte pour la signification des codes-variables) dans les modèles de régression PLS explicatifs des résultats fournis par 525 métriques biologiques (données sur les modèles PLS fournies par Bertrand VILLENEUVE ; CEMAGREF, Lyon). Seules les variables biologiques dont le pouvoir explicatif du modèle explicatif est associé à un R² supérieur à 0,4 (colonnes 2 & 3), 0,3 (colonnes 4 & 5) et 0,2 (colonnes 6 & 7) sont prises en compte. Nb = nombre de métriques biologiques concernées, T.I. = taux d'implication (%) dans les modèles PLS. Les codes couleurs correspondent à des taux d'implication de : rouge = [0-0,2[; orange = [0,2-0,4[; jaune = [0,4-0,6[; vert = [0,6-0,8[; bleu = [0,8-1,0].

Métriques hydromorphologiques	Métriques biologiques		Métriques biologiques		Métriques biologiques	
	Nb	R ² > 40%	Nb	R ² > 30%	Nb	R ² > 20%
	Nb	T.I.	Nb	T.I.	Nb	T.I.
coef_TX_VCOM12W	5	71,43	47	72,58	96	67,52
coef_TX_VCOM3W	0	0,00	11	6,45	68	8,55
coef_TX_VEGLITMAJ	4	57,14	30	43,55	87	44,44
coef_TX_VEG10M	1	14,29	31	40,32	78	35,04
coef_TX_VEG30M	4	57,14	43	64,52	91	58,97
coef_TX_PLANDO	0	0,00	8	1,61	64	2,56
coef_TX_URB100M	7	100,00	61	98,39	111	94,02
coef_TX_SEUILS	4	57,14	41	61,29	86	52,99
coef_TX_RECTI	0	0,00	11	6,45	70	10,26
coef_EROS_SAU	7	100,00	52	83,87	96	73,50
coef_ratio_bv	4	57,14	24	33,87	73	27,35
coef_eclmt_tot	4	57,14	36	53,23	81	44,44
coef_ratio_irr	7	100,00	62	100,00	116	99,15
coef_ratio_drai	7	100,00	62	100,00	112	95,73
coef_RATIO_ARTI	5	71,43	44	67,74	106	73,50
coef_RATIO_AGRI	5	71,43	52	80,65	93	69,23
coef_RATIO_NATU	7	100,00	62	100,00	117	100,00

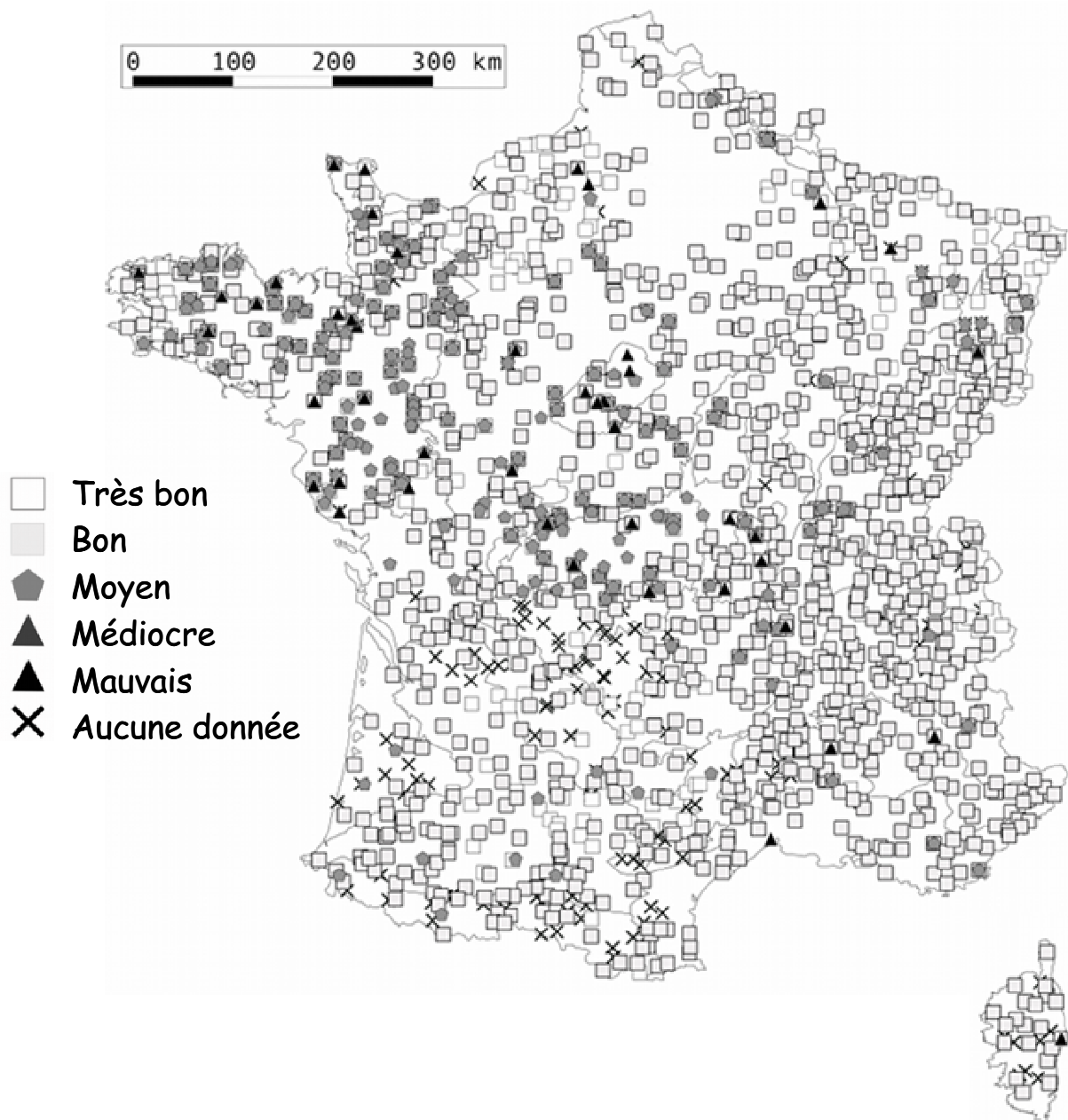


Figure 1 : Cartographie des pressions physico-chimiques à partir de l'ensemble des données disponibles en décembre 2010 sur le réseau de référence (RDR) et le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Les sites sont repérés par la classe de qualité associée au paramètre physico-chimique le plus dégradant pour la catégorie de pression prise en compte : le niveau de contamination aux matières organiques oxydables (MOOX). La cartographie des 11 autres types de pression physico-chimiques est en Annexe 1.

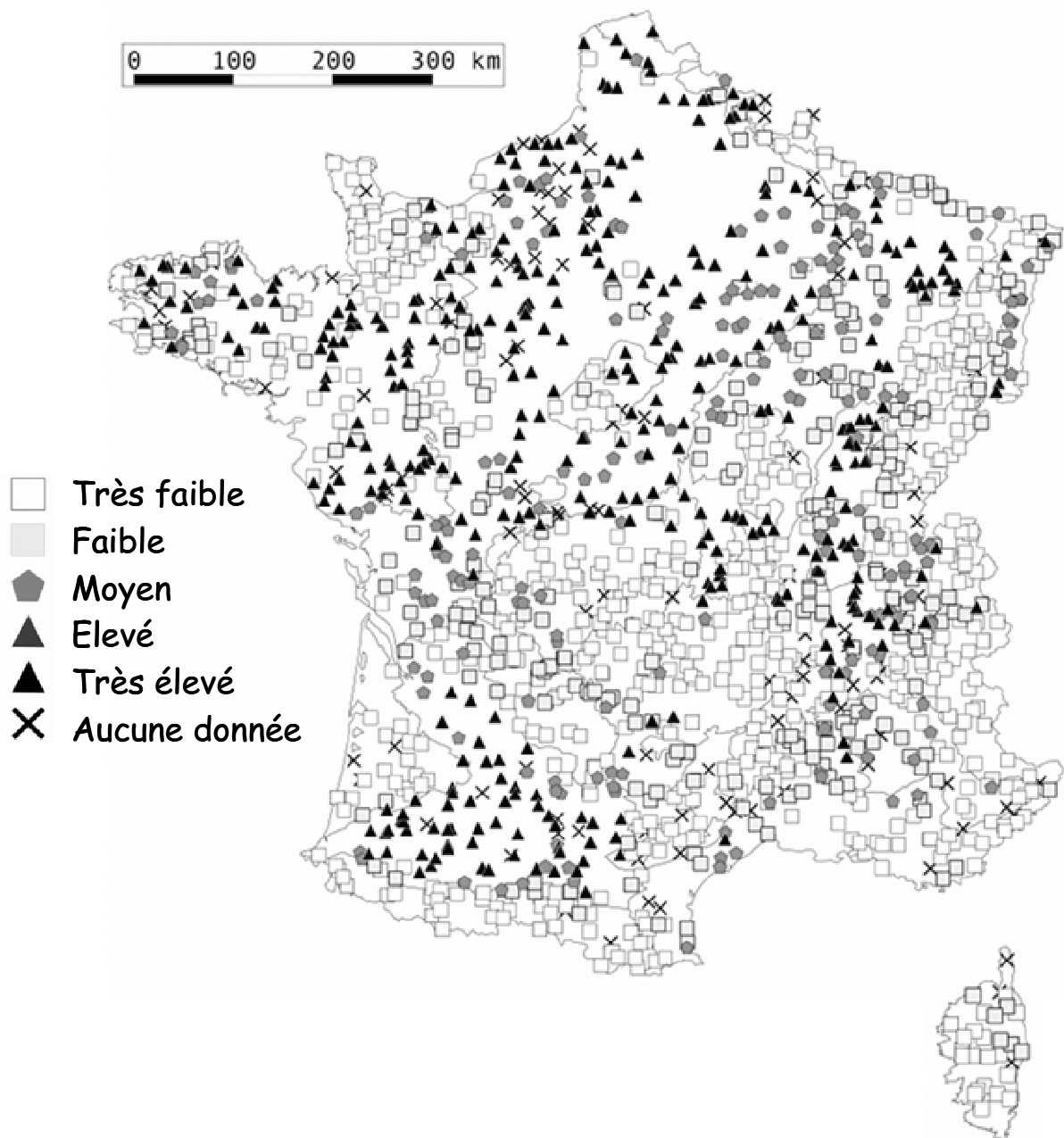


Figure 2 : Cartographie des pressions hydromorphologiques à partir de l'ensemble des données disponibles en décembre 2010 sur le réseau de référence (RDR) et le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Les sites sont repérés par la classe de risque associée au paramètre hydromorphologique le plus dégradant pour la catégorie de pression prise en compte : ici, le « risque de colmatage ». La cartographie des 6 autres types de pression hydromorphologiques est en Annexe 2.

Les informations fournies par ces 17 métriques hydromorphologiques élémentaires ont servi de base à la définition de 7 variables descriptives des pressions hydromorphologiques. Un des critères de sélection a notamment été le taux d'implication de chacune de ces métriques descriptives de l'hydromorphologie dans les modèles de régression PLS explicatifs des résultats fournis par 525 métriques biologiques, en ne tenant compte que des métriques pour lesquelles le pouvoir explicatif du modèle était associé à un R^2 supérieur à 0,2 (modèles de régression réalisés par Bertrand Villeneuve, Cemagref de Lyon ; synthèse dans le Tableau I).

Après discussion avec nos collègues du CEMAGREF de Lyon, ont été conservés :

Var. 1 - le taux de voies de communication dans le lit mineur,

[impact plus significatif sur les métriques biologiques que le taux de voies de communication dans le lit majeur qui n'est vraiment déclassant que dans les départements alpins (73, 74, 38) ; métrique 2]

Var. 2 - le taux de couverture forestière dans la zone de 30 m de part et d'autre du lit mineur,

(métrique la plus explicative parmi les métriques 3, 4 & 5 initiales ; métrique 5)

Var. 3 - le taux d'urbanisation dans une zone de 100 m de part et d'autre de la rivière,

(taux d'implication supérieur à 94% dans les modèles de régression PLS les plus explicatifs des variations des métriques biologiques ; métrique 7)

Var. 4 - la métrique « risque potentiel d'érosion des sols » (métrique 10) comme variable indicatrice du « risque de colmatage »,

Var. 5 - une variable composite indicatrice de l'« instabilité hydrologique » prenant en compte le rapport « surface agricole irriguée / surface totale » (car taux d'implication supérieur à 95,7% dans les modèles de régression PLS ; métrique 13) et le rapport « volume d'eau retenu / volume d'eau qui s'écoule » (métrique 12),

Var. 6 - une variable composite indicatrice du « degré d'anthropisation » prenant en compte le « pourcentage du BV urbanisé » (métrique 15), le « pourcentage du BV en agriculture intensive » (métrique 16) et le « pourcentage du BV en surfaces naturelles » (métrique 17 ; taux d'implication de 100% dans les modèles de régression PLS les plus explicatifs des variations des métriques biologiques),

Var. 7 - le taux de rectitude à l'échelle du sous-tronçon (métrique 9) comme variable indicatrice de l'intensité de la « rectification ».

L'étendue de variation de chaque métrique hydromorphologique élémentaire a été décomposée en un certain nombre d'intervalles successifs (en général 3 à 4), eux-mêmes associés à une classe de « risque d'impact », plus que de « qualité » (travaux du CEMAGREF de Lyon). Pour chacune des variables composites (i.e. Var. 6 & 7), la classe de « risque d'impact » attribuée à un site donné est la classe allouée par la métrique élémentaire la plus « dégradante ».

Un état cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de pression hydromorphologique des sites biologiquement suivis, est disponible sur la figure 2 (var. 4 : « risque de colmatage ») et en annexe 2 (autres catégories) pour les 7 catégories de pression hydromorphologiques.

2. - La définition du « Bon état » écologique

Chaque relevé faunistique a été associé à une classe de qualité, pour chaque catégorie de pression physico-chimique, sur la base des données disponibles les plus récentes, antérieures à la date de prélèvement (dans une limite de 6 mois, selon une procédure déjà décrite dans MONDY & USSEGLIO-POLATERA ; 2010 ; § III-1, pp. 35-43).

Un rapide examen des allocations réalisées montre qu'un petit nombre seulement des relevés ($12/4190 < 0,3\%$), parmi les données RDR et RCS, peuvent être strictement associés au « Très bon » état physico-chimique (i.e. classe « très bon » état pour toutes les catégories de pression physico-chimiques).

Il paraissait donc inconcevable de déterminer les valeurs de référence biologique pour tous les types de cours d'eaux uniquement à partir des données disponibles sur le « très bon état » physico-chimique, et beaucoup plus raisonnable de tenter de les déterminer à partir d'un pool nettement plus large de relevés que l'on pouvait raisonnablement associer au « bon état ».

Les critères de sélection des listes associées au « Bon état » ont été les suivants :

(1) au moins 7 des 10 classes de qualité allouées aux 10 catégories de pression majeures (parmi les 12 initialement définies¹) correspondent au minimum au « Bon état » physico-chimique,

(2) aucune allocation pour les 10 catégories de pression ne doit correspondre à l'état « médiocre » ou « mauvais »

Une **validation complémentaire** des allocations a été réalisée à partir d'une sélection de 7 métriques biologiques [i.e. l'IBGN, la diversité ($H_{Shannon}$), le pourcentage de Trichoptères (en termes de richesse taxonomique), la fréquence relative d'utilisation (%) des modalités « oligotrophe » et « oligosaprobe » dans

¹ Il n'a pas été tenu compte des « proliférations végétales » et des « PCB », faute d'un nombre de données suffisantes

le peuplement benthique et la diversité écologique (cf. USSEGLIO-POLATERA *et al.*, 2000a).

1363 relevés (sur un site donné à une date déterminée) ont, sur ces critères, pu être considérés comme de qualité au moins égale au « Bon état » physico-chimique (cf. Figure 3).

Dans la présente étude, il n'a pas été tenu compte des éventuelles altérations hydromorphologiques dans l'allocation des « points de prélèvements » à une classe de qualité « écologique » sur la base des critères environnementaux, l'information nous étant parvenue trop tardivement (mi-décembre 2010). Le bon état « physico-chimique » (et sa validation sur 7 critères biologiques) ont été considérés comme un caractère suffisant pour intégrer un site dans le pool de « points de prélèvement » qui permettront la définition (1) de la limite « Bon état/état moyen », (2) de la limite « très bon état/bon état » et (3) des valeurs de référence.



Figure 3 : (a) Distribution des HER métropolitaines ; (b) Cartographie des sites associés au « bon état » écologique (petits carrés noirs) et des autres sites (disques blancs) ayant fait l'objet d'un suivi du compartiment macrobenthique.

3. - La définition des valeurs de référence : pour quels types de cours d'eau ?

Les listes associées au « bon état écologique » ont ensuite été réparties dans les 115² types de cours d'eaux (HER x taille ; types marginaux limitrophes de 2 ou 3 écorégions compris ; Tableau II).

Tableau II : Nombre de sites de référence (col. 3) et de listes associées (col. 4) pour les différents types de cours d'eau (col. 2) dans les 22 HER (col. 1) de la typologie nationale. Les combinaisons « HER x taille » réunies par le même trait grisé ont été regroupées en un seul type.

HER	typo_nationale	Nombre de sites de reference	Nombre de listes de reference
?	0	0	0
	inconnue	0	0
1	TP1	6	30
	P1	5	24
	M1	1	5
	G1	1	1
2	TP2	3	16
	MP2	6	30
	G2	5	9
3	TP3	10	53
	P3	16	75
	M3	10	25
	M3/19	1	1
	M3/8	1	1
	G3	4	6
4	TP4	9	47
	P4	2	13
	M4	2	10
5	TP5	4	21
	P5	6	37
	M5	7	34
	GM5/2	2	2
	G5	3	4
	TG5/2	0	0
6	TP6	6	30
	MP6	4	15
	GM6/1	2	2
	GM6/2-7	5	9
	GM6/8	4	10
	G6	2	6
7	TP7	4	22
	GMP7	6	34
	GM7/2	3	5
8	PTP8	8	40
	PTP8-A	2	8
	GM8	2	12
9	TP9	7	35
	P9	16	45
	P9-A	5	26
	M9	4	20
	M9/10	2	5
	M9-10/21	4	11
	M9-A	2	5
	G9	2	3
	G9/10	2	2
G9-10/21	1	6	
TG9/21	0	0	
10	TP10	8	41
	P10	6	28
	M10	5	19
	M10/4	2	2
	G10	4	10
	G10/4	2	4
	TG10-15/4	0	0

² 125 types de cours d'eaux « potentiels », mais 115 types effectivement échantillonnés dans la base des données disponibles.

Tableau II (suite) : Nombre de sites de référence (col. 3) et de listes associées (col. 4) pour les différents types de cours d'eau (col. 2) dans les 22 HER (col. 1) de la typologie nationale. Les combinaisons « HER x taille » réunies par le même trait grisé ont été regroupées en un seul type.

HER	typo_nationale	Nombre de sites de reference	Nombre de listes de reference
11	TP11	3	8
	P11	5	7
	P11/3-21	2	3
	M11/3-21	2	7
	G11/3-21	3	8
12	TP12-A	3	5
	TP12-B	7	19
	P12-A	7	15
	P12-B	11	29
	M12-A	2	2
	M12-B	1	7
G12	3	7	
13	TP13	2	4
	P13	4	5
	M13	2	4
14	TP14	6	23
	P14	7	16
	P14/1	4	7
	M14/1	5	5
	M14/3-11	2	3
	M14/3-8	1	1
	GM14	2	2
	G14/1	2	6
	G14/3	1	1
	TG14/1	0	0
	TG14/3-11	0	0
15	TP15	4	16
	MP15	2	8
	MP15/5	2	7
	M15-17/3-21	3	6
	TG15	0	0
16	PTP16-A	2	7
	M16-A	8	24
	M16-B	0	0
	G16	2	3
17	TP17	1	4
	P17	1	3
	P17/3-21	1	2
	G17/3-21	2	4
TG17/3-21	0	0	
18	TP18	2	8
	P18/4	3	6
	MP18	0	0
	M18/4	2	4
G18/4	4	7	
19	P19	4	16
	GM19/8	1	6
20	TP20	1	1
	P20	2	5
	GM20	1	1
	GM20/9	1	1
21	TP21	4	17
	P21	14	57
	M21	6	22
	G21	4	9
22	TP22	2	12
	P22	2	11
	GM22	2	3
	TG22/10	0	0
	TTGA	0	0
	TTGL	0	0

Malgré le nombre *a priori* important de listes faunistiques disponibles, bon nombre de types de cours d'eau ne peuvent être associés qu'à un nombre très limité de « sites de référence »³ (cf. Tableau II), voire à aucun site de référence dans certains cas.

Il a été alors décidé :

- de ne pas calculer de valeurs de référence pour les très grands cours d'eaux (TG) pour lesquels aucune donnée n'a été recueillie, ces cours d'eaux, en général profonds, ne relevant pas du protocole de terrain normalisé décrit dans la norme XP T 90-333.

- de ne calculer de valeurs de référence que pour les types de cours d'eaux présentant **au minimum 6 listes faunistiques**.

- de procéder, dans certains cas, à des regroupements de types de cours d'eau consécutifs (en termes de classes de taille) afin d'atteindre le nombre de listes faunistiques minimal autorisant un calcul de valeurs de référence (cf. Tableau II). Ainsi les types « M1 » et « G1 » ont été regroupés en type unique « GM1 » ; les types « M3 », « M3/19 » et « M3/8 » ont été regroupés en un type unique « M3 », les types « G3 » et « G3/18 » ont été regroupés en un type « G3 » unique, etc. Tous les regroupements effectués sont présentés dans le Tableau II.

L'application de cette procédure a finalement abouti à la conservation de **65** types de cours d'eau (Tableau III).

Remarque

Le contenu du tableau II montre bien le chemin à parcourir pour espérer arriver à une évaluation fiable des valeurs de référence pour l'ensemble des types de cours d'eau.

80% des types de cours d'eau présentent moins de 6 sites de référence. Nous disposons de moins de 20 listes faunistiques pour établir les « valeurs de référence » pour 78,3% des types de cours d'eau. Pour 63,5% des types de cours d'eaux, ce nombre de listes est inférieur à 10.

Il paraîtrait donc judicieux dans les années à venir, et peut-être dès 2011, de **faire porter l'effort d'échantillonnage** des peuplements de macroinvertébrés benthiques principalement **sur les types de cours d'eaux** pour lesquels les **données biologiques** sur des sites faiblement impactés par les activités

³ Nous appellerons « site de référence », un site ayant contribué à la définition des « valeurs de référence », donc appartenant au pool de sites qui, pour un type de cours d'eau donné, est associé au « bon état écologique », tel qu'il a été défini dans le § 2 de ce rapport.

anthropiques sont rares (e.g. M1, M12, G1, G9, G12 et tous les types de cours d'eaux des HER 11, 13, 16, 17, 18, 20 et 22).

3.1. - Comment se libérer de la typologie ?

Tableau III : 65 types de cours d'eaux conservés, sur la base de la typologie nationale, compte tenu des données disponibles en matière de « sites » et de « relevés » susceptibles d'illustrer l'état de référence. Des regroupements de deux types (ou plus) ont parfois été nécessaires pour satisfaire aux exigences minimales en matière de qualité et quantité de données nécessaires pour définir les valeurs de référence.

N°	HER	Typologie nationale	Nombre de sites de reference	Nombre de listes de reference
1	1	TP1	6	30
2		P1	5	24
3		GM1	2	6
4	2	TP2	3	16
5		MP2	6	30
6		G2	5	9
7	3	TP3	10	53
8		P3	16	75
9		M3	12	27
10		G3	5	7
11	4	TP4	9	47
12		P4	2	13
13		M4	2	10
14	5	TP5	4	21
15		P5	6	37
16		M5	7	34
17		GM5	5	6
18	6	TP6	6	30
19		MP6	4	15
20		GM6	11	21
21		G6	2	6
22	7	TP7	4	22
23		GMP7	9	39
24	8	PTP8	10	48
25		GM8	2	12
26	9	TP9	7	35
27		P9	21	71
28		M9	12	41
29		G9	5	11
30	10	TP10	8	41
31		P10	6	28
32		M10	7	21
33		G10	6	14
34	11	TP11	3	8
35		P11	7	10
36		M11	2	7
37		G11	3	8
38	12	TP12	10	24
39		P12	18	44
40		M12	3	9
41		G12	3	7
42	13	PTP13	6	9
43		MP13	6	9
44	14	TP14	6	23
45		P14	11	23
46		M14	8	9
47		GM14	5	9
48	15	TP15	4	16
49		MP15	7	21
50	16	PTP16	2	7
51		GM16	10	27
52	17	PTP17	3	9
53		GM17	5	10
54	18	TP18	2	8
55		MP18	5	10
56		G18	4	7
57	19	P19	4	16
58		GM19	1	6
59	20	PTP20	3	6
60	21	TP21	4	17
61		P21	14	57
62		M21	6	22
63		G21	4	9
64	22	TP22	2	12
65		GMP22	4	14

Chaque métrique biologique est susceptible de répondre à une pression ou perturbation anthropique :

- de manière significative, « positivement » (i.e. accroissement significatif de sa valeur numérique en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau),
- de manière significative, « négativement » (i.e. réduction significative de sa valeur numérique en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau),
- de manière « non » significative

Une métrique peut par ailleurs, répondre de manière différente suivant la nature de la pression/perturbation subie et/ou en fonction de l'intensité de pression/perturbation, pour une catégorie de pression donnée.

Compte tenu de la variété des réponses possibles, pour une métrique donnée, il paraissait donc indispensable de définir, pour cette métrique, une valeur de référence pour chaque catégorie de pression.

Afin d'identifier des tendances similaires chez les métriques en réponse aux facteurs environnementaux pour l'ensemble des types de cours d'eau pris en compte et donc pour faciliter la sélection de métriques communes à large échelle spatiale (e.g. nationale), les valeurs observées des métriques (sur le réseau de référence et le réseau RCS) ont été transformées en écarts normalisés (SES) à la situation de référence pour le même type de cours d'eau (GOTELLI & McCABE, 2002).

$$SES = (obs - mean_{ref})/sd_{ref} \quad [1]$$

avec : obs = « valeur observée »,
mean_{ref} et sd_{ref} = « moyenne » et « écart-type » des valeurs de la métrique en situation de référence pour le même type de cours d'eau

Cette transformation a permis également de tester à l'échelle nationale le caractère positif ou négatif de la réponse de toute métrique à une catégorie de pression donnée (Annexe 3).

3.2. - Comment définir les limites « Bon état/Etat moyen », « Bon état/Très bon état » et les valeurs de référence ?

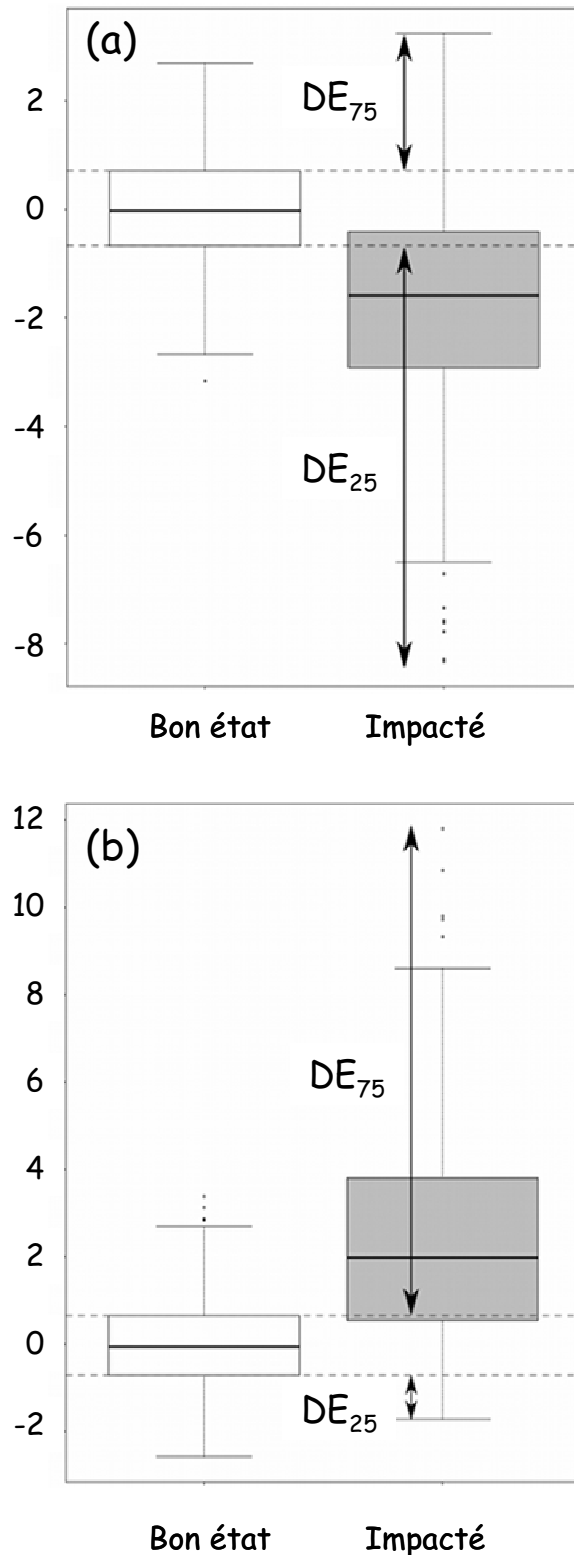


Figure 4 : Distribution des valeurs d'écart normalisés à la situation de référence (SES) pour les métriques biologiques (a) « oligosaprobe » (métrique décroissante avec l'intensité de la pression) et (b) « α-mésosaprobe » (métrique croissante avec l'intensité de la pression) qui correspondent à la fréquence relative d'utilisation de ces deux modalités du trait écologique « sensibilité aux contaminations organiques » (= valeur saprobiale) au sein du peuplement macrobenthique. DE₂₅ et DE₇₅ sont définies en note infra-paginale du § 3.2.

Pour les métriques dont la valeur croît avec la qualité écologique (i.e. si $DE25^4 > 0,25$ et $DE75^5 < DE25$), il a été décidé que :

- la limite « **Bon état/état moyen** » correspondrait au **1^{er} quartile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5a),
- la limite « **Très Bon état/Bon état** » correspondrait au **3^{ème} quartile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5a),
- la **valeur de référence** correspondrait au **95^{ème} percentile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5a).

Pour les métriques dont la valeur décroit avec la qualité écologique (i.e. si $DE75 > 0,25$ et $DE25 < DE75$), il a été décidé que :

- la limite « **Bon état/état moyen** » correspondrait au **3^{er} quartile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5b),
- la limite « **Très Bon état/Bon état** » correspondrait au **1^{er} quartile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5b),
- la **valeur de référence** correspondrait au **5^{ème} percentile** de la distribution des valeurs de la métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique » (Figure 5b).

4. - **Expression des valeurs de métriques**

Afin de répondre aux exigences de l'annexe V de la DCE, la nouvelle méthode nationale de bioindication basée sur les communautés de macroinvertébrés se doit d'être exprimée en termes **d'écart à une situation de référence**. Les valeurs des métriques ont donc été exprimées en **Ratio de Qualité Ecologique (EQR)**.

Que les métriques soient croissantes ou décroissantes le long d'un gradient de pression/perturbation, les EQR doivent être exprimés de telle sorte que :

- si la **valeur observée** sur un point de prélèvement est **égale** à la **valeur de référence**, EQR est égal à 1,

⁴ DE25 = proportion de relevés provenant de stations impactées dont les communautés montrent des valeurs de SES **inférieures au premier quartile** de la distribution des valeurs de SES des communautés prélevées dans les stations de « bon état » écologique.

⁵ DE75 = proportion de relevés provenant de stations impactées dont les communautés montrent des valeurs de SES **supérieures au troisième quartile** de la distribution des valeurs de SES des communautés prélevées dans les stations de « bon état » écologique.

- Si la valeur observée » s'éloigne de la valeur de référence, EQR tend vers 0.

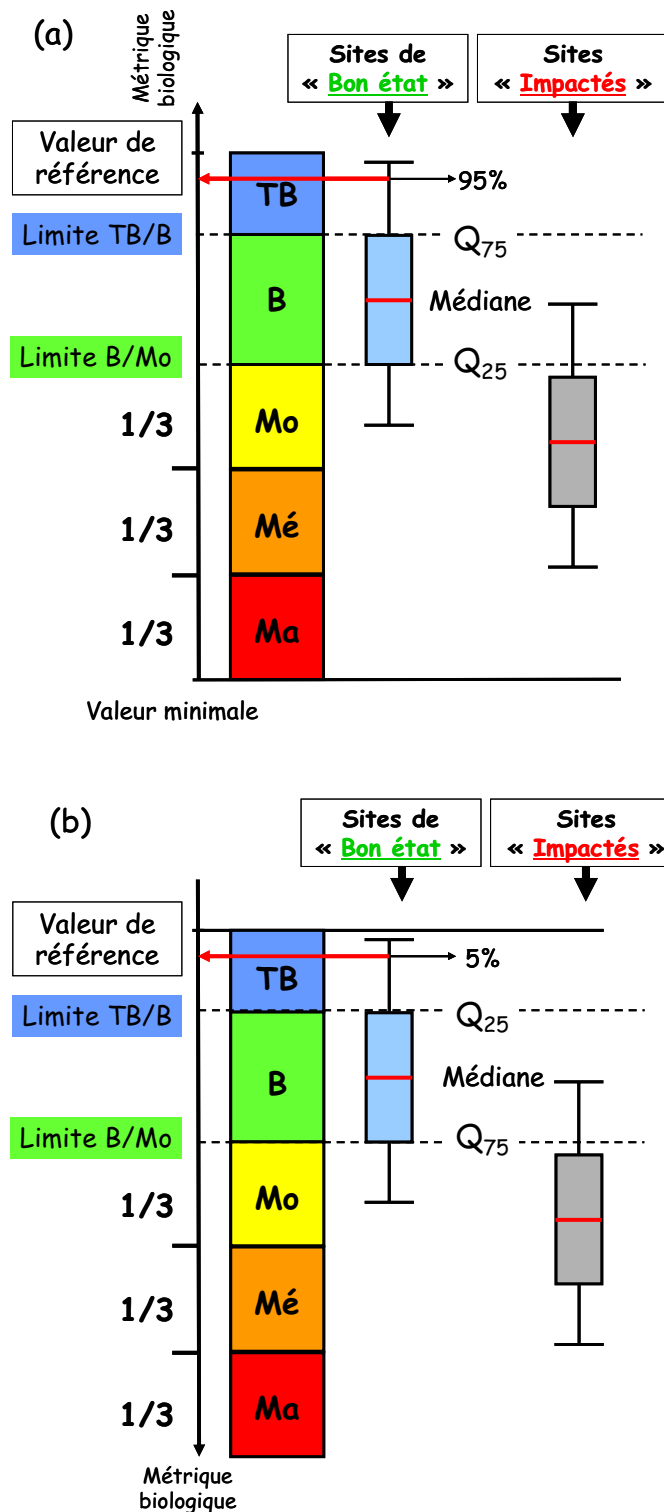


Figure 5 : Principe de définition des limites de « classe de qualité » pour les métriques biologiques testées (a) cas d'une métrique décroissante le long d'un gradient de pression; (b) cas d'une métrique croissante le long d'un gradient de pression; TB = « très bon état » ; B = « bon état » ; Mo = « état moyen » ; Mé = « état médiocre » et Ma = « mauvais état ».

Pour satisfaire à cette double condition, l'EQR a été défini de la façon suivante :
(1) dans le cas général :

$$\text{EQR} = \min(\text{obs} ; \text{ref}) / \max(\text{obs} ; \text{ref}) \quad [2]$$

avec :

"obs" : la valeur de la métrique observée pour un point de prélèvement donné, sur un cours d'eau appartenant à un type déterminé.

"ref" : la valeur de référence pour cette métrique sur le même type de cours d'eau.

(2) Si la valeur observée (obs) et/ou la valeur de référence (ref) sont nulles pour une métrique donnée, le ratio de qualité écologique a été exprimé de la façon suivante :

$$\text{EQR} = 1 / (1 + \max(\text{obs} ; \text{ref})) \quad [3]$$

Si la valeur observée est supérieure à la valeur de référence, la valeur de l'EQR est bornée à 1.

5. - Quelles métriques testées ?

Les métriques testées (liste exhaustive en Annexe 4) sont :

- des indices de structure taxonomique qui incluent les notions de richesse numérique et/ou taxonomique, de diversité taxonomique (e.g. indice de Shannon-Weaver ou la diversité de Rao prenant en compte la proximité taxonomique des unités systématiques au sein d'une communauté) ou d'équitabilité/dominance.

- des indices (ou sous-indices) biotiques globaux, normalisés à l'échelle nationale au Royaume Uni (BMWP, ASPT), en Belgique (BBI), en France (IBGN et son sous-indice le Groupe Faunistique Indicateur = GFI).

- des indices biotiques spécialisés, susceptibles de mettre en évidence une perturbation de nature déterminée, e.g. indice « SPEAR » (« SPEcies At Risk », LIESS & VAN DER OHE, 2005) plus particulièrement destiné à mettre en évidence une contamination par les « pesticides ».

- des indices de richesse taxonomique relative exprimés en pourcentage de la richesse taxonomique globale pour les taxons présents (i) au sein de chaque grand groupe d'invertébrés benthiques ou (ii) en combinant plusieurs de ces groupes d'invertébrés.

- **des indices d'abondance taxonomique relative** (i) au sein de chaque grand groupe d'invertébrés benthiques ou (ii) en combinant plusieurs de ces groupes d'invertébrés. Les abondances taxonomiques ont alors été exprimées en proportion du nombre total d'individus présents.

- les **fréquences relatives d'utilisation**, au sein des communautés benthiques **des modalités de 11 traits biologiques**.

Ces traits d'histoire de vie décrivent :

(i) le cycle biologique des taxons [e.g. la taille maximale potentielle, le nombre de générations annuelles, la longueur du cycle de vie, les stades aquatiques],
(ii) la capacité des organismes à la résistance ou à la résilience [e.g. les capacités à la dissémination, l'existence de formes de résistance],
(iii) certaines caractéristiques physiologiques [e.g. le mode de respiration, le mode de reproduction, la nourriture] ou comportementales [e.g. le mode d'alimentation, la relation au substrat des organismes]. Ces caractéristiques biologiques sont en effet susceptibles de constituer d'excellentes métriques d'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques (TOWNSEND *et al.* 1997, CHARVET *et al.* 2000, STATZNER *et al.* 2001, 2008, USSEGLIO-POLATERA & BEISEL 2002a, GAYRAUD *et al.* 2003, LECERF *et al.* 2006, PISCART *et al.* 2006, DOLEDEC & STATZNER 2008, 2010, ARCHAIMBAULT *et al.* 2010, MENEZES *et al.* 2010, STATZNER & BECHE 2010).

- les **fréquences relatives d'utilisation**, au sein des communautés benthiques **des modalités de 11 traits écologiques**.

Ces traits écologiques décrivent plus particulièrement la distribution des taxons à plusieurs échelles d'observation : l'échelle biogéographique, l'échelle de l'axe longitudinal, de l'axe transversal et de l'axe altitudinal du cours d'eau et l'échelle du mésohabitat à travers les préférences de chaque taxon en matière de substrat ou de vitesse de courant. Ils décrivent également leur sensibilité à différentes pressions anthropiques [e.g. les contamination organiques, l'acidification, l'eutrophisation, la salinisation, ou l'augmentation de température].

- des **indices de diversité fonctionnelle**, basés sur la diversité des traits biologiques et/ou écologiques simultanément sélectionnés au sein d'une communauté [e.g. Diversité de Rao (RAO 1982 ; PERU & DOLEDEC 2010) calculée pour chaque trait biologique et/ou écologique et sur l'ensemble des traits bio/écologiques].

- l'adaptation **d'indices de recouvrement** (indice de PIANKA, 1974) **ou de spécialisation de niche** à l'analyse du degré d'homogénéité (ou d'hétérogénéité)

et de spécialisation des profils biologiques et écologiques des taxons au sein de chaque communauté stationnelle pour 22 traits bio/écologiques différents.

- la richesse relative de groupes fonctionnels homogènes, non taxonomiques, définis sur la base d'une combinaison de caractéristiques (i) biologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000a, b), (ii) écologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2000a) ou (iii) biologiques et écologiques (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2001).

- l'abondance relative de groupes fonctionnels homogènes, non taxonomiques, définis sur la base d'une combinaison de caractéristiques (i) biologiques, (ii) écologiques ou (iii) biologiques et écologiques ou leur diversité.

- la biomasse potentielle (théorique) de différents « groupes trophiques » au sein de la communauté benthique, calculée à partir des relations [biomasse = f(taille)] disponibles pour chaque taxon dans la littérature (ou un taxon systématiquement et morphologiquement proche, si non disponible pour un taxon donné), et en évaluant la biomasse d'une communauté en prenant pour chaque taxon, la taille maximale potentielle qu'il peut atteindre au cours de sa phase aquatique.

Ces différentes métriques ont par ailleurs été calculées :

- à l'échelle de l'échantillon-laboratoire correspondant au « point de prélèvement » (= bocaux B1+B2+B3 associant les 12 prélèvements unitaires),

- à l'échelle de l'échantillon-laboratoire correspondant à la phase A de la norme XP T 90-333 (= bocal B1, 4 prélèvements unitaires sur les substrats marginaux dans l'ordre d'habitabilité),

- à l'échelle de l'échantillon-laboratoire correspondant à la phase B de la norme XP T 90-333 (= bocal B2, 4 prélèvements unitaires sur les substrats dominants dans l'ordre d'habitabilité)

- à l'échelle de l'échantillon-laboratoire correspondant à la phase C de la norme XP T 90-333 (= bocal B3, 4 prélèvements unitaires sur les substrats dominants au prorata des surfaces de recouvrement, compte tenu du contenu du bocal B2 et après poursuite éventuelle de l'échantillonnage des habitats dominants non échantillonnés au cours de la phase B)

- et pour certaines métriques (e.g. l'IBGN ou le GFI) à l'échelle de l'échantillon-laboratoire correspondant à l'association « phases A+B » (= bocaux B1+B2 associant les 8 prélèvements unitaires effectués dans l'ordre d'habitabilité : 4 marginaux + 4 dominants), car combinaison la plus proche du protocole d'échantillonnage préconisé par la norme NF T 90-350 (2004) pour un effort d'échantillonnage maintenu à 8 prélèvements unitaires.

6. - Sélection des métriques candidates

6.1. - Partition du jeu de données initial

Le jeu de données initial (1319 cours d'eaux, 1795 points de prélèvements, 4190 listes faunistiques, cf. Figure 3) a été partitionné en 2 tableaux :

(i) un jeu de données d'apprentissage (approximativement 75% des données initiales, correspondant également à 75% des points de prélèvement), qui a été utilisé pour l'élaboration de l'I2M2 (1346 points de prélèvement, 3134 listes faunistiques),

et (ii) un jeu de données test (approximativement 25% des données initiales, correspondant à 25% des points de prélèvement), qui a été utilisé pour tester la pertinence de l'I2M2 (449 points de prélèvement, 1056 listes faunistiques)

6.2. - Critères de sélection des métriques candidates

Trois critères ont été pris en compte :

6.2.1 - Le caractère « spécialiste » ou « généraliste » des métriques

Le caractère significatif de la réponse aux pressions/perturbations des métriques transformées en EQR a été testé par une méthode de classification par inférence conditionnelle (HOTHORN *et al.*, 2006), i.e. une méthode de classification dichotomique utilisant des tests de permutation de Monte-Carlo ($\alpha = 0,01$; 999 itérations, Figure 6).

Cette analyse procède à la construction d'un dendrogramme en examinant le caractère significatif des différences entre groupes de relevés (« points de prélèvement » au sens de la norme AFNOR XP T-90-333) prédéfinis (i.e. « perturbés » vs. « non perturbés ») sur la base des valeurs prises pour la métrique testée. L'algorithme compare les valeurs observées des métriques biologiques pour les différents relevés et les compare aux valeurs attendues sous l'hypothèse qu'il n'existe aucune différence entre ces relevés, les valeurs attendues étant obtenues par des permutations simultanées sur la totalité des valeurs observées.

Les arbres d'inférence conditionnelle (HOTHORN *et al.*, 2006) testent donc, indépendamment pour chaque combinaison « catégorie de pression x métrique », si les groupes de relevés formés d'après le caractère « perturbé » (=

« impacté » dans la Figure 6) ou « non perturbé » (= « bon état » dans la Figure 6) des sites correspondants (= variable indépendante) ont des valeurs de métrique (= variable dépendante) significativement différentes de celles attendues sous hypothèse nulle.

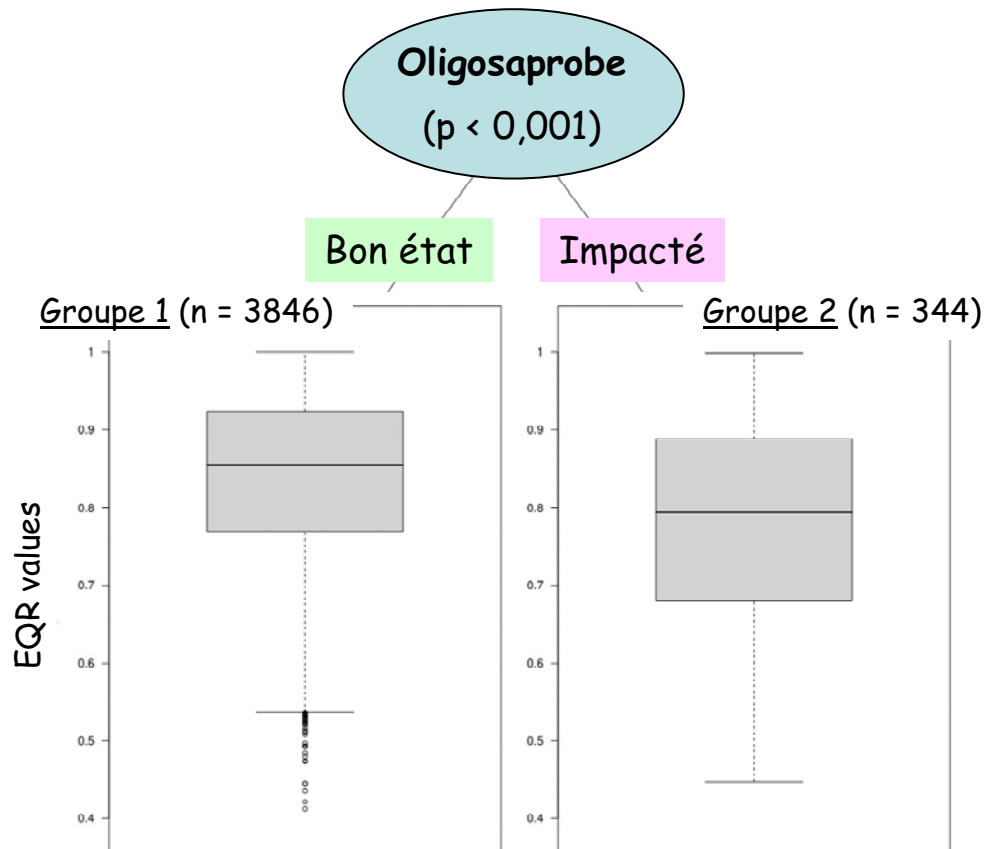


Figure 6 : Illustration de la procédure d'analyse de classification par inférence conditionnelle. Est testé le caractère significatif de la différence dans la distribution des valeurs prises par la métrique analysée (e.g. la fréquence relative d'utilisation de la modalité « oligosaprobe » pour le trait « valeur saprobiale ») entre 2 groupes homogènes de relevés du jeu d'apprentissage qui diffèrent par leur statut physico-chimique (i.e. « bon état » vs. « impacté »). Le nombre de relevés « impactés » (groupe 2) ou appartenant au « bon état » écologique (groupe 1) est indiqué pour chaque groupe formé (n). La « p value » évalue le risque de déclarer à tort la différence entre les 2 groupes comme significative.

Parmi les métriques transformées en EQR, qui répondent significativement, pour au moins une catégorie de pression/perturbation, ont été pré-sélectionnées :

- (i) les métriques qualifiées de « généralistes »

Ce caractère « **généraliste** » dépend du nombre de catégories de pression pour lesquelles la métrique fournit des valeurs d'EQR significativement **plus petites** lorsque la communauté d'invertébrés benthiques est soumise à une pression « **significative** » (lorsque celle-ci est évaluée sur des critères environnementaux).

Une métrique a été considérée comme "**généraliste**" si elle répondait significativement **à au moins 7** des 10 catégories de pression physico-chimique et **au moins 5** des 7 catégories de pression hydromorphologique.

Critère 1 : Réponse significative pour au moins 7/12 WCD et 5/7 HMA

avec : WCD = « catégories de pression physico-chimique »

HMA = « catégories de pression hydromorphologique »

Les métriques généralistes seront donc des métriques particulièrement aptes à mettre en évidence un « état perturbé », quelle que soit la catégorie de pression.

(ii) les métriques qualifiées de « **spécialistes** »

Une métrique a été considérée comme "**spécialiste**" si elle répondait significativement **au plus** à 3 catégories de pression (physico-chimique et/ou hydromorphologique).

Les métriques spécialistes seront donc des métriques particulièrement aptes à identifier la nature d'une perturbation, et donc candidates à l'intégration dans l'outil de diagnostic associé à l'I2M2.

6.2.2 - La sensibilité ou capacité de discrimination (DE)

La capacité de discrimination (DE), telle que décrite par OFENBÖCK *et al.* (2004), a été calculée pour chaque combinaison « métrique (exprimée en EQR) x catégorie de pression ».

6.2.2.1 - Définition de la capacité de discrimination

Pour une métrique répondant significativement à une pression, DE est définie comme la proportion de relevés provenant de stations impactées dont les **communautés montrent des valeurs d'EQR inférieures au premier quartile** (DE₂₅) de la distribution des valeurs d'EQR des communautés prélevées dans les stations de « bon état » écologique.

6.2.2.2 - Critère de sélection des métriques candidates basé sur la DE

Parmi les métriques « généralistes », candidates à l'I2M2, il a été décidé de ne sélectionner que celles qui présentaient la plus forte capacité à mettre en évidence un état perturbé, et donc affichait une capacité de discrimination moyenne, sur l'ensemble des types de perturbation, supérieure ou égale à 0,60.

Critère 2 : $DE_{Moyen} \text{ (sur 19 catégories de pression)} \geq 0,60$

Ce critère implique que ne seront examinées pour une éventuelle intégration dans l'I2M2, que les métriques, qui en moyenne, pour toutes les catégories de pression, présentent au moins 60% de leurs valeurs calculées sur des communautés de sites impactés (sur critères SEQ Eau 2) inférieures au Q25 de la distribution des valeurs de ces mêmes métriques calculées sur des communautés de sites associés « au bon état écologique ».

Tableau IV : Corrélations linéaires entre capacités de discrimination (DE) de 10 catégories de pression physico-chimique pour l'ensemble des métriques testées (à l'échelle du « point de prélèvement »).

Pressions physico-chimiques	Matières organiques oxydables	Matières azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières phosphorées	MES	Acidification	Micro-polluants minéraux	Pesticides	HAP
Matières azotées (hors Nitrates)	0,8291								
Nitrates	0,8376	0,7909							
Matières phosphorées	0,876	0,9338	0,8888						
MES	0,7873	0,8613	0,8314	0,8603					
Acidification	0,6883	0,758	0,7322	0,7797	0,7744				
Micro-polluants minéraux	0,8746	0,8811	0,852	0,8865	0,8634	0,7401			
Pesticides	0,8418	0,924	0,846	0,9366	0,8825	0,7771	0,8805		
HAP	0,7827	0,8639	0,8843	0,8942	0,9384	0,7935	0,8859	0,9127	
Autres micro-polluants organiques	0,7964	0,8249	0,9365	0,9055	0,862	0,7865	0,8374	0,9041	0,937

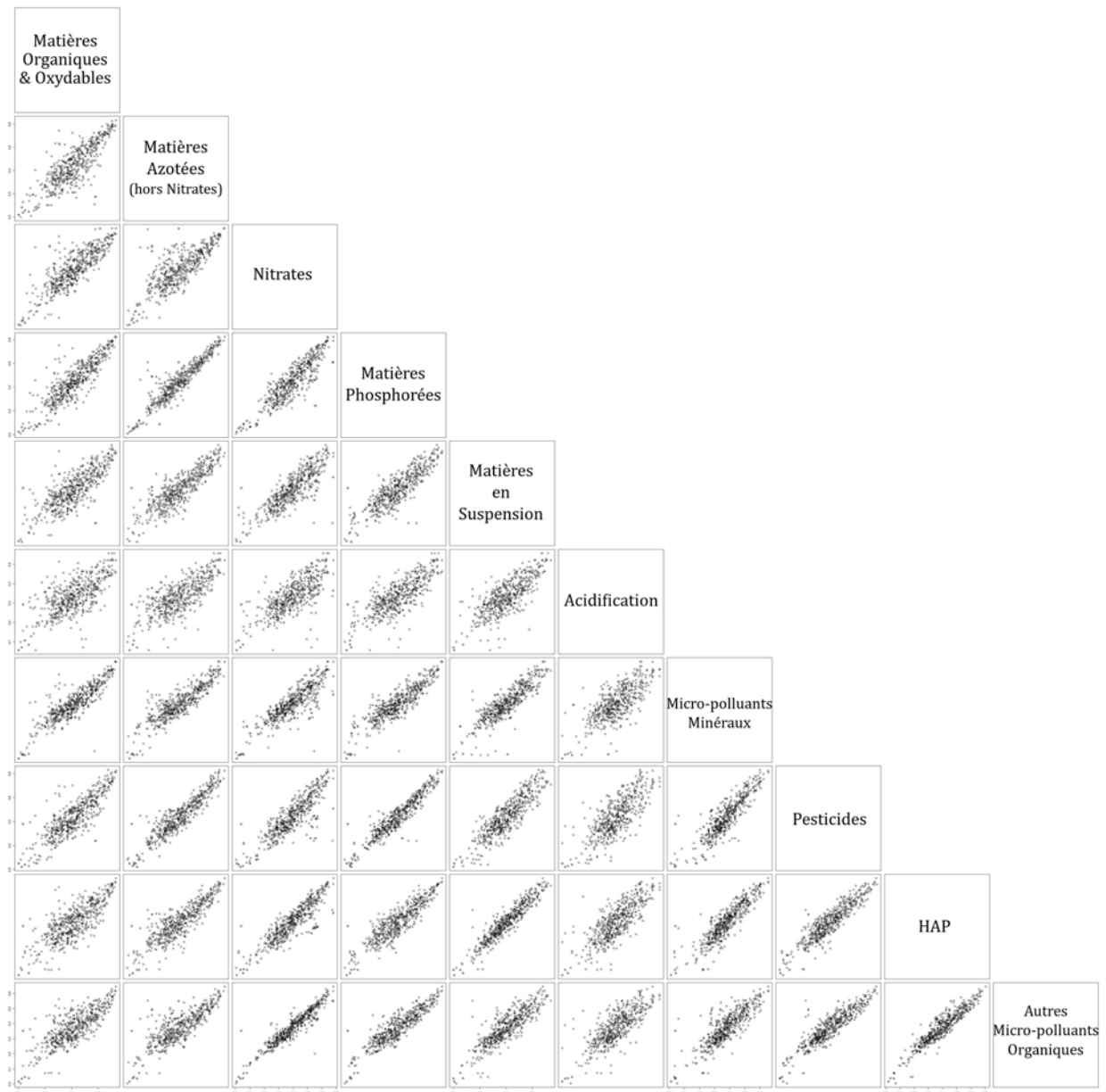


Figure 7 : Nuages de points illustrant les corrélations linéaires entre capacités de discrimination (DE) de 10 catégories de pression physico-chimique, pour l'ensemble des métriques testées (à l'échelle du « point de prélèvement »).

Les valeurs de DE sont en effet fortement et positivement corrélées entre elles d'une catégorie de pression à l'autre (Tableau IV, Figure 7). Les plus fortes corrélations, sont par exemple observées entre « matières azotées » et « matières phosphorées » ($r = 0,9338$), « pesticides » et « matières azotées » ($r = 0,9240$) ; « pesticides » et « matières phosphorées » ($r = 0,9366$) et « matières en suspension » et « HAP » ($r = 0,9384$). Les plus faibles corrélations sont observées entre « acidification » et les autres catégories de pression (moyenne

+/- écart-type : 0,7589 +/- 0,0336) mais elles restent cependant élevées. L'utilisation de la **sensibilité moyenne** des métriques (**moyenne des DE** entre les différentes catégories de pression) dans le processus de sélection des métriques pour la construction de l'indice multimétrique I2M2 paraît donc **justifiée**.

6.2.3 - Le coefficient de variation (CV)

6.2.3.1 - Définition du coefficient de variation

Le **coefficient de variation (CV)** associé à la distribution des valeurs d'EQR obtenues pour les sites correspondant au « bon état » écologique a été calculé pour chaque combinaison « métrique x catégorie de pression », comme **descripteur de la stabilité des métriques** dans des conditions de « moindre pression anthropique ». Une métrique sera considérée comme d'autant plus stable en conditions de « moindre pression », qu'elle présente une valeur de CV plus faible.

6.2.3.2 - Critère de sélection, basé sur le CV, des métriques candidates

Parmi les métriques « généralistes », candidates à l'I2M2, il a été décidé de ne prendre en compte que celles qui présentaient un CV moyen inférieur à 0,1 sur l'ensemble des catégories de pression.

Critère 3 : $CV_{\text{Moyen}} (\text{sur } 19 \text{ catégories de pression}) \leq 0,1$

6.3. - Résultats de l'application des 3 critères de sélection aux métriques candidates

Les métriques se montrent globalement **plutôt peu spécialistes** (cf. Annexe 5), i.e. réagissent à un nombre relativement important de catégories de pression/perturbation.

(i) **16** métriques seulement sur **1625** métriques testées (= 1% des métriques testées) ne répondent significativement à **aucune** des 19 catégories de pression.

(ii) **262** métriques (16,1%) répondent significativement **au plus à 3 catégories de pression**, et peuvent donc être considérées comme « métriques spécialistes » candidate à l'outil de diagnostic associé à l'I2M2.

(iii) **1215 métriques (74,8%)** répondent significativement au moins à 4 catégories et au plus à 11 catégories de pression,

(iv) **148 métriques (9,1%)** répondent significativement à au moins 12 catégories de pression. Parmi ces métriques, **83 métriques (5,1%)** satisfont aux 2 critères énoncés ci-dessus (i.e. réponse significative pour au moins 7 catégories de pressions chimiques et 5 catégories de pression hydromorphologique) et peuvent donc être considérées comme « métriques généralistes » candidates à l'I2M2.

La capacité de discrimination moyenne des métriques individuelles évolue entre **0,003** (fréquence d'utilisation d'une « vésicule hydrostatique » pour le trait biologique « mode de respiration » lorsque calculée sur le bocal B2) et **0,75** pour l'indice ASPT, dans sa formule originale calculée à l'échelle de l'échantillon-laboratoire B1+B2+B3. **161 métriques** (i.e. 9,9% des métriques testées) présentent une capacité de discrimination supérieure ou égale à 0,6 (Annexe 5).

Dans des conditions de moindre impact anthropique (i.e. « Bon état »), le CV varie entre 0,0004 (fréquence d'utilisation d'une « vésicule hydrostatique » calculée sur B2) et 1,269 (biomasse sèche relative des « perceurs », calculée sur le bocal B3). **404 métriques** (i.e. 24,9% des métriques testées) présentent une faible variabilité ($CV < 0,1$) dans des conditions de moindre impact anthropique (Annexe 5). En revanche 272 métriques (17,0 %) présentent une variabilité importante de leurs valeurs en conditions de moindre impact anthropique ($CV \geq 0,6$).

7. - Principe de calcul de l'I2M2

Les EQR étant calculés par catégorie de pression (P_i), le calcul de l'I2M2 intègre également ces différentes catégories de pression. L'indice final (I2M2) (formule [5]) est composé de **19 sous-indices** [$i_2m_2(P_i)$; formule[4)], chacun associé à une catégorie de pression (P_i).

Chaque sous-indice est calculé comme la moyenne des EQR des métriques sélectionnées, pondérées par leur capacité de discrimination pour la catégorie de pression considérée.

$$i_2m_2(P_i) = \sum(EQR_{m,i} \times DE_{m,i}) / \sum(DE_{m,i}) \quad [4]$$

avec : $EQR_{m,i}$ = le ratio de qualité écologique observé pour la métrique « m » et le type de pression « i »,

$DE_{m,i}$ = la capacité de discrimination de la métrique « m » pour le type de pression « i »

L'indice final I2M2 est la moyenne arithmétique des 19 sous indices précédemment calculés :

$$I_2M_2 = \sum(i_2m_{2(p_i)}) / n \quad [5]$$

avec : $i_2m_{2(p_i)}$ = le sous-indice i_2m_2 , calculé pour la catégorie de pression « i »,
n = le nombre de catégories de pression pris en compte (19).

8. - Sélection finale des métriques candidates

8.1 - 14 métriques satisfont simultanément aux 3 critères de sélection

Parmi les **540 métriques** (Annexe 5) qui répondent au moins à un des 3 critères de sélection (cf. § 6.2.1.2), seules **14 métriques** satisfont **simultanément** aux critères basés sur le caractère généraliste de la métrique (réponse significative pour au moins 7/12 WCD et 5/7 HMA), sa capacité de discrimination ($DE \geq 0,6$) et son coefficient de variation ($CV \leq 0,1$). Ces 14 métriques font partie de **la sélection finale** des « métriques généralistes » candidates à l'I2M2.

Il s'agit de :

- (1 & 2) - deux formes (« originale » et « révisée ») de l'indice biotique britannique **ASPT** (Average Score Per Taxon) calculées sur l'échantillon-laboratoire « B1+B2+B3 »,
- (3) l'indice biotique **IBGN** calculé sur l'échantillon-laboratoire « B1+B2 »,
- (4, 5 & 6) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « **monovoltin** » pour le trait biologique « nombre annuel de générations » lorsque calculée sur « B1 », « B3 » ou « B1+B2+B3 »,
- (7) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « **marcheur** (crawler) » pour le trait biologique « locomotion et relation au substrat » lorsque calculée sur « B3 »,
- (8) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « **Pyrénées** » pour le trait écologique « aire de répartition biogéographique » lorsque calculée sur « B1+B2+B3 »,
- (9) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « **oligotrophique** » pour le trait écologique « préférence en matière de statut trophique de l'habitat colonisé » lorsque calculée sur « B1+B2+B3 »,
- (10) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « **eaux douces** » pour le trait écologique « sensibilité à la salinité » lorsque calculée sur « B3 »,

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"

UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146

Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Tableau V : Sélection finale des 7 métriques candidates à l'I2M2. Capacité de discrimination (DE) de chaque métrique pour 19 catégories de pression, sur le jeu de données d'apprentissage. Capacités de discrimination de l'I2M2 et de l'IBGN sur le jeu de données total (= jeu d'apprentissage + jeu de données test).

	Jeu de données d'apprentissage										Jeu de données total	
	Original ASPT	score IBGN	"Oligosaprobe" (trait : valeur saprobiale)	"Marcheur" (trait : relation au substrat)	"1" (trait : nombre de générations annuel)	Spécialisation : taille maximale potentielle	Spécialisation: préférence en matière de statut trophique de l'habitat	I2M2	IBGN			
Métriques biologiques	Original ASPT	score IBGN	"Oligosaprobe" (trait : valeur saprobiale)	"Marcheur" (trait : relation au substrat)	"1" (trait : nombre de générations annuel)	Spécialisation : taille maximale potentielle	Spécialisation: préférence en matière de statut trophique de l'habitat	I2M2	IBGN			
Echelle d'observation	B1+B2+B3	B1+B2	B3	B3	B1	B2	B1					
Catégories de pression												
Matières organiques et oxydables	0,7578	0,7309	0,6547	0,7309	0,6592	0,6143	0,6099	0,8508	0,6644			
Matières azotées (hors Nitrates)	0,8553	0,7632	0,7105	0,7895	0,7632	0,7237	0,7105	0,932	0,7282			
Nitrates	0,7442	0,7042	0,6263	0,6495	0,6537	0,6379	0,5747	0,8163	0,6107			
Matières Phosphorées	0,8425	0,8151	0,726	0,8219	0,774	0,7123	0,6438	0,9271	0,724			
Proliférations végétales	0,875	0,875	0,75	0,75	0,875	0,625	0,5	1	0,8			
Matières en Suspension	0,6838	0,7647	0,625	0,7353	0,7206	0,5882	0,6176	0,8771	0,6872			
Acidification	0,575	0,65	0,5375	0,5625	0,6375	0,5125	0,4625	0,8173	0,5673			
Micropolluants minéraux	0,7208	0,675	0,6635	0,6367	0,6367	0,608	0,6042	0,8186	0,611			
Pesticides	0,8514	0,8243	0,7748	0,7027	0,7568	0,7477	0,6982	0,9392	0,7534			
HAP	0,7445	0,7445	0,6499	0,6821	0,6761	0,6781	0,6298	0,8786	0,6798			
PCB	0,7442	0,7907	0,6977	0,7442	0,6744	0,6744	0,6977	0,8393	0,7143			
Autres micropolluants organiques	0,7396	0,6998	0,6022	0,6329	0,6456	0,6546	0,5099	0,8251	0,6157			
Voies de communication dans le lit mineur	0,7222	0,7692	0,6667	0,6752	0,6709	0,6197	0,6538	0,879	0,7389			
Taux de couverture forestière	0,7347	0,7049	0,6515	0,6454	0,6419	0,6208	0,6095	0,8231	0,6391			
Taux d'urbanisation	0,8197	0,7732	0,6729	0,684	0,6989	0,723	0,6617	0,9152	0,7399			
Risque de colmatage	0,7477	0,7407	0,6458	0,6563	0,6863	0,6736	0,5833	0,876	0,6628			
Instabilité hydrologique	0,7345	0,7749	0,6407	0,6768	0,697	0,6378	0,619	0,8724	0,699			
Degré d'anthropisation	0,7369	0,7173	0,6551	0,6587	0,6624	0,6368	0,6026	0,8499	0,6406			
Rectification	0,7069	0,7105	0,6066	0,6434	0,6264	0,6158	0,5968	0,8412	0,6534			
DE Moyen	0,7546	0,7488	0,6609	0,6883	0,6925	0,6476	0,6098	0,8725	0,6805			

(11) la fréquence relative d'utilisation de la modalité « oligosaprobe » pour le trait écologique « valeur saprobiale » lorsque calculée sur « B3 »,
(12, 13 & 14) Les trois dernières métriques sont des métriques de spécialisation en relation avec les préférences en matière de « statut trophique » (lorsque calculées sur « B1 » et « B3 ») et la « taille maximale potentielle » (lorsque calculée sur « B2 »).

8.2 - Sélection finale des métriques : le résultat d'un processus itératif

La sélection finale des métriques intégrées à l'I2M2, résulte d'un processus itératif qui a consisté à sélectionner successivement, parmi la sélection de 14 métriques répondant aux 3 critères de sélection, les métriques contribuant le plus à augmenter la capacité de discrimination de l'indice final.

Ce processus peut-être décrit de la façon suivante :

Au premier pas :

- 1 - Sélection de la métrique (m_1) avec la DE globale la plus élevée.
- 2 - L'I2M2_(niveau 1) est calculé avec cette seule métrique.
- 3 - Les DE_(niveau 1) de l'I2M2 pour chaque catégorie de pression sont calculées.

Au second pas :

- 1 - Toutes les valeurs d' I2M2_(niveau 2) « bimétriques » sont calculées en intégrant dans l'indice : la métrique m_1 sélectionnée au 1^{er} pas plus chacune des métriques non sélectionnées au 1^{er} pas.
- 2 - Les DE_(niveau 2) de chaque I2M2_(niveau 2) pour chaque catégorie de pression sont calculées.
- 3 - Pour chaque combinaison « bi-métrique », le caractère significatif du gain de DE (par rapport à l'I2M2 du pas précédent) sur l'ensemble des 19 catégories de pression, est testé par application d'un test non paramétrique, unilatéral de Wilcoxon III pour échantillons appariés.
- 4 - La seconde métrique (m_2) qui sera intégrée à l'I2M2 sera celle fournissant la valeur de risque (i.e. p value) la plus faible parmi les métriques candidate qui amènent un gain significatif de DE ($p < 0,05$).

Pas suivants :

La procédure de sélection itérative de métriques additionnelles est réitérée (cf. pas 2) tant que le gain de DE reste significatif ($p < 0,05$ pour le test de Wilcoxon III) avec l'ajout d'une métrique supplémentaire, par rapport à l'indice I2M2 examiné au pas précédent.

8.3 - 7 métriques intégrées dans la VO de l'I2M2

A la fin du processus itératif de sélection des métriques, seules 7 métriques ont été retenues (Tableau V). Il s'agit, respectivement (i.e. dans l'ordre de sélection) :

- (1) de la version « originale » de l'ASPT calculée sur « B1+B2+B3 » (métrique 1, § 8.1),
- (2) de l'indice biotique IBGN calculé sur l'échantillon-laboratoire « B1+B2 » (métrique 3, § 8.1),
- (3) de la fréquence relative d'utilisation de la modalité « oligosaprobe » calculée sur le bocal « B3 » (métrique 11, § 8.1),
- (4) de la fréquence relative d'utilisation de la modalité « marcheur » calculée sur le bocal « B3 » (métrique 7, § 8.1),
- (5) de la métrique de spécialisation en matière de « taille maximale potentielle » au sein de la communauté benthique calculée sur le bocal « B2 » (métrique 14, § 8.1).
- (6) de la fréquence relative d'utilisation de la modalité « monovoltin » calculée sur le bocal « B1 » (métrique 4, § 8.1),
- et (7) de la métrique de spécialisation des préférences en matière de « statut trophique » calculée sur le bocal « B1 » (métrique 12, § 8.1),

Les poids de ces 7 métriques dans les différents sous-indices $i_2m_2(P_i)$ « stress spécifiques » sont consignés dans le Tableau V.

9. - Adaptation de l'échelle de variation de l'I2M2

9.1. - Principe de l'adaptation

Les métriques élémentaires, transformées en EQR, varient potentiellement sur l'intervalle [0, 1], mais leur combinaison (i.e. le score I2M2 dans sa forme « brute ») présente une plus faible étendue de variation.

Considérant que le jeu d'apprentissage inclut une large part de la gamme de variation des conditions environnementales au sein des cours d'eaux métropolitains, le nouvel indice I2M2 a été transformé (équation [6]) de façon à maximiser sa gamme de variation.

$$I2M2_{Rescaled} = (I2M2_{Observed} - I2M2_{Min-trunc}) / (1 - I2M2_{Min-trunc}) \quad [6]$$

avec :

$I2M2_{Observed}$: la valeur d'I2M2 "brute" observée,

$I2M2_{Min-trunc}$: la valeur d'I2M2 minimale observée, réduite à une seule décimale.

9.2. - Résultat obtenu

Dans le jeu d'apprentissage, les valeurs « brutes » d'I2M2 varient entre 0,5229 et 0,9876. La valeur minimale réduite à une décimale retenue a donc été la valeur 0,5.

Par conséquent, la formule finale de calcul de l'I2M2 est obtenue par la formule [7].

$$I2M2_{\text{rescaled}} = (I2M2 - 0,5)/0,5 \quad [7]$$

Une telle adaptation de l'échelle de variation a permis d'obtenir une gamme de variation de l'I2M2, sur le jeu d'apprentissage comprise entre 0,0458 et 0,9753 ; les valeurs proches de 0 correspondant aux sites présentant la plus mauvaise qualité écologique, et les valeurs proches de 1 étant associées aux sites de référence.

10. - Fixation des limites de classes de qualité écologique

10.1. - Principe

Comme recommandé par la DCE (Annexe V), l'indice I2M2 doit pouvoir être interprété en termes de 5 classes de qualité écologique (« Très Bon », « Bon », « Moyen », « Médiocre » et « Mauvais »). Une telle interprétation nécessite la définition de limites « inter-classes ».

En accord avec les choix effectués pour les métriques élémentaires (cf. § 3.2), la définition de ces limites est basée sur la distribution des valeurs de la version finale de l'I2M2, sur les sites associés au « bon état écologique ».

(1) Le premier quartile et le troisième quartile de cette distribution ont été respectivement considérés comme les limites « Bon état/Etat moyen » et « Très bon état/Bon état ».

(2) Pour définir les limites « Etat Moyen/état médiocre » et « état médiocre/Mauvais état », nous avons divisé l'étendue comprise entre la valeur 0 et la limite « Bon état/Etat moyen » en trois classes d'égale amplitude.

10.2. - Résultat

L'application de cette démarche a abouti, sur l'intervalle [0, 1] à la sélection de :

- la valeur **0,89** comme limite « Très bon état/Bon état »
- la valeur **0,81** comme limite « Bon état/Etat moyen »
- la valeur **0,54** comme limite « Etat moyen/Etat médiocre »
- et - la valeur **0,27** comme limite « Etat médiocre/Mauvais état ».

11. - Evaluation de l'efficacité de discrimination de l'indice I2M2

11.1. - Principe

En considérant comme impactés tous les « points de prélèvement » émergeant aux classes de qualité environnementale « Etat moyen », « Etat médiocre » et « Mauvais état » (en termes de pressions physico-chimiques et hydromorphologiques), nous avons estimé la qualité de l'indice I2M2 en examinant sa capacité à discriminer les 19 catégories de pression prédéfinies. Plus la capacité de discrimination (i.e. valeur de DE) était élevée, plus l'indice a été considéré comme efficace.

Les valeurs de DE respectivement obtenues avec le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test (cf. § 6.1) ont été statistiquement comparées (utilisation bilatérale du test de Wilcoxon III pour échantillons appariés).

11.2. - Résultat

Une comparaison préalable de la distribution des scores I2M2 obtenus dans les sites de moindre impact anthropique, dans le jeu d'apprentissage d'une part, le jeu de données « test » d'autre part, a été réalisé, en regroupant les classes initiales (d'amplitude 0,025 unité EQR) de valeurs faiblement représentées dans au moins un des deux jeux de données, de façon à assurer un minimum de 10 valeurs par classe.

Un test d'indépendance du χ^2 montre qu'il n'y a aucune différence significative dans la distribution des valeurs de l'indice I2M2 obtenues dans le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données « test », pour les sites de moindre impact anthropique (cf Figure 8; $\chi^2_c = 56$, $df = 49$, $p = 0,2289$).

L'efficacité de discrimination de l'indice I2M2 est très élevée pour le jeu d'apprentissage (Figures 9 & 10). Les valeurs de DE varient entre 0,8163 (i.e. 81,63% des valeurs obtenues pour les sites impactés sont inférieures au 1^{er} quartile des valeurs obtenues pour les sites associés au bon état écologique) pour « l'acidification » à 1,00 pour les « proliférations végétales » (tableau V).

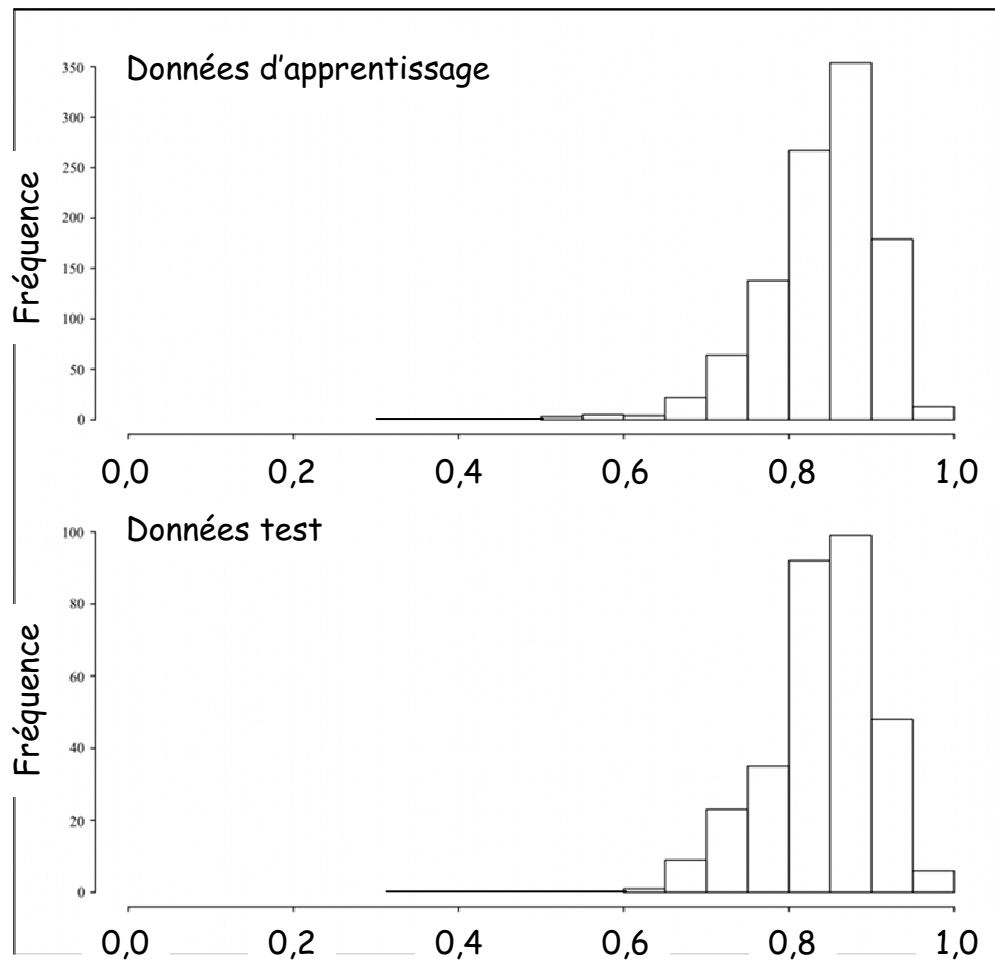


Figure 8 : Distribution des valeurs de l'indice I2M2 au sein de classes d'amplitude 0,025 unité EQR, dans le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test.

Pour le jeu de données « test », indépendamment du jeu d'apprentissage, les valeurs de DE varient entre 0,6923 pour les contaminations aux « PCB » à 1,00 pour les « proliférations végétales » (Tableau VI & Figures 9 & 10).

Même si l'indice I2M2 semble relativement moins efficace dans l'identification d'un état perturbé dans le jeu de données « test », la différence est déclarée statistiquement non significative ($W = 129$, $p = 0,061$; cf. Figure 11).

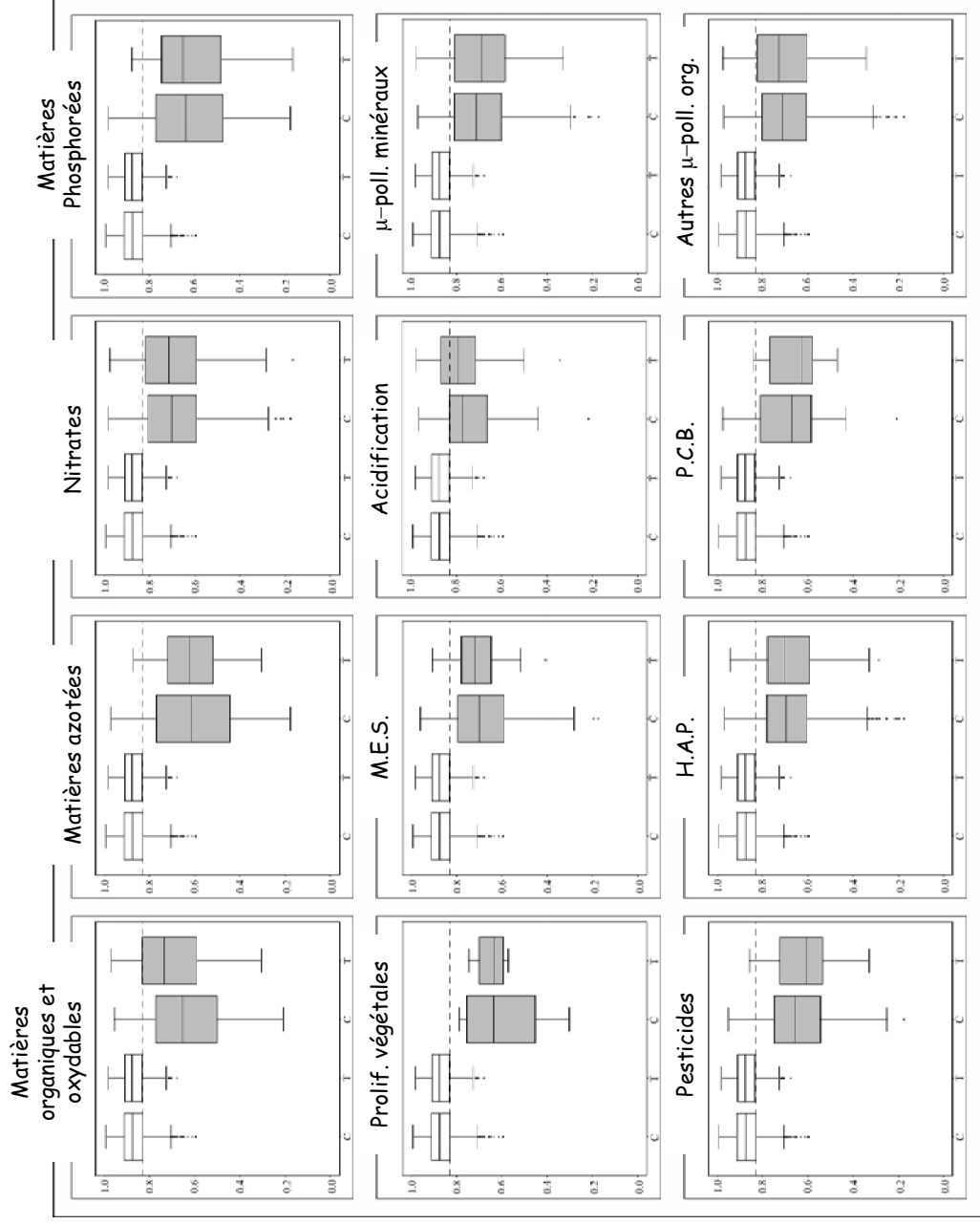


Figure 9 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'indice I2M2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc) et de données « impactées » (en grisé) pour 12 catégories de pression physico-chimique, sur le jeu de données d'apprentissage (C) et le jeu de données test (T).

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
 UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
 Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Tableau VI : Sélection finale des 7 métriques candidates à l'I2M2. Capacité de discrimination (DE) de chaque métrique pour 19 catégories de pression, sur le jeu de données test.

Métriques biologiques	Jeu de données test								
	Original ASPT	score IBGN	"Oligosaprobe" (trait : valeur saprobiale)	"Marcheur" (trait : relation au substrat)	"1" (trait : nombre de générations annuel	Spécialisation : taille maximale potentielle	Spécialisation: préférence en matière de statut trophique de l'habitat	I2M2	
Echelle d'observation	B1+B2+B3	B1+B2	B3	B3	B1	B2	B1		
Catégories de pression									
Matières organiques et oxydables	0,8611	0,6250	0,7500	0,6667	0,7361	0,6389	0,6250	0,8750	
Matières azotées (hors Nitrates)	0,9259	0,7407	0,8148	0,7407	0,8889	0,7778	0,5556	0,9259	
Nitrates	0,7438	0,6049	0,5679	0,5741	0,6605	0,5679	0,5463	0,7778	
Matières Phosphorées	0,8261	0,6522	0,7609	0,6957	0,7609	0,7174	0,5217	0,8478	
Proliférations végétales	1,0000	1,0000	1,0000	0,5000	0,5000	0,5000	0,5000	1,0000	
Matières en Suspension	0,7442	0,6512	0,6279	0,7209	0,6279	0,4884	0,5814	0,8605	
Acidification	0,5417	0,5833	0,5417	0,5833	0,4583	0,6250	0,4167	0,8750	
Micropolluants minéraux	0,7651	0,6024	0,6747	0,5723	0,6386	0,5723	0,6566	0,8012	
Pesticides	0,8378	0,7027	0,6892	0,6216	0,7432	0,6081	0,5000	0,9324	
HAP	0,8148	0,7037	0,6358	0,5926	0,6914	0,6481	0,6173	0,8457	
PCB	0,7692	0,6154	0,3846	0,4615	0,6923	0,7692	0,6923	0,6923	
Autres micropolluants organiques	0,7746	0,6069	0,6012	0,5780	0,6243	0,6069	0,5376	0,7977	
Voies de communication dans le lit mineur	0,9000	0,7125	0,7625	0,6500	0,6750	0,6750	0,7000	0,8375	
Taux de couverture forestière	0,7652	0,6464	0,6649	0,5699	0,6121	0,5831	0,5699	0,7889	
Taux d'urbanisation	0,9114	0,7215	0,7342	0,6899	0,7025	0,6962	0,6962	0,9430	
Risque de colmatage	0,8249	0,7004	0,6265	0,6265	0,6926	0,6265	0,6187	0,8716	
Instabilité hydrologique	0,7634	0,7009	0,6384	0,6518	0,7009	0,5893	0,6473	0,8571	
Degré d'anthropisation	0,7750	0,6286	0,6661	0,5946	0,6482	0,5929	0,6179	0,8304	
Rectification	0,7790	0,6652	0,6696	0,5804	0,6451	0,6205	0,6406	0,8504	
DE Moyen	0,8065	0,6771	0,6743	0,6142	0,6684	0,6265	0,5916	0,8532	

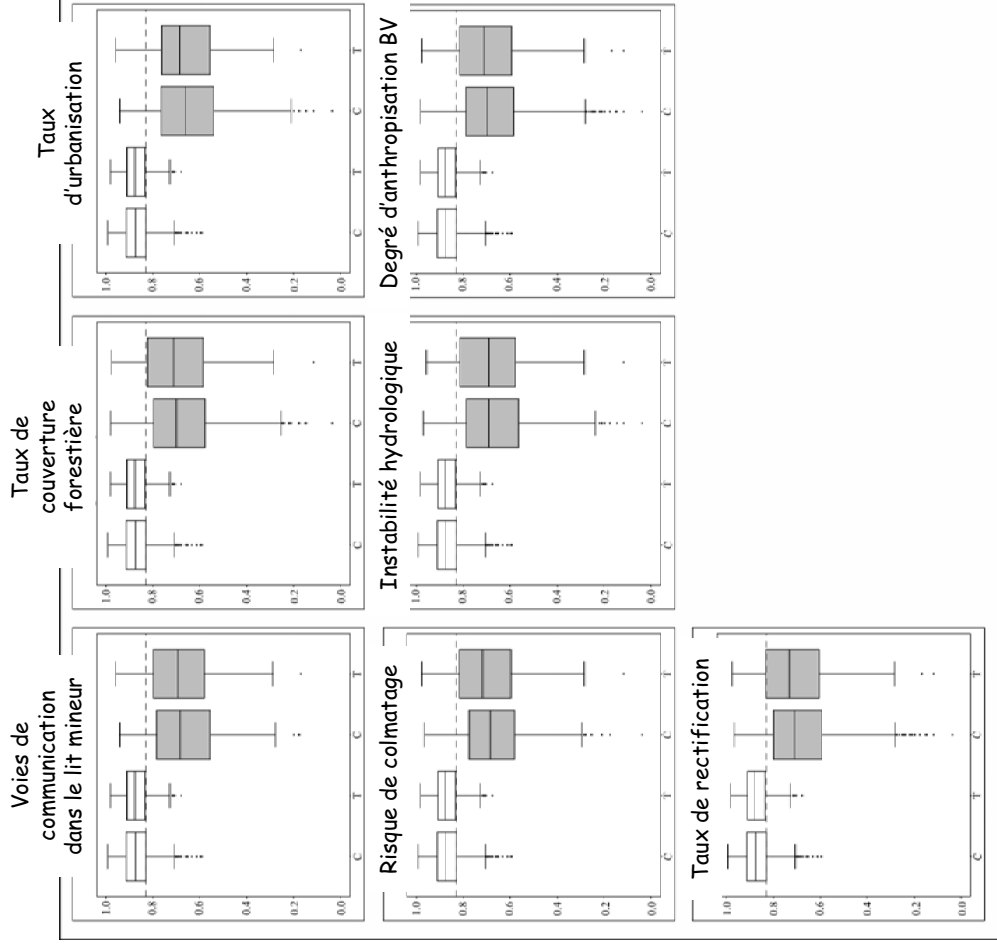


Figure 10 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'indice I2M2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc) et de données « impactées » (en grisé) pour 7 catégories de pression hydromorphologique, sur le jeu de données d'apprentissage (C) et le jeu de données test (T). BV = bassin-versant.

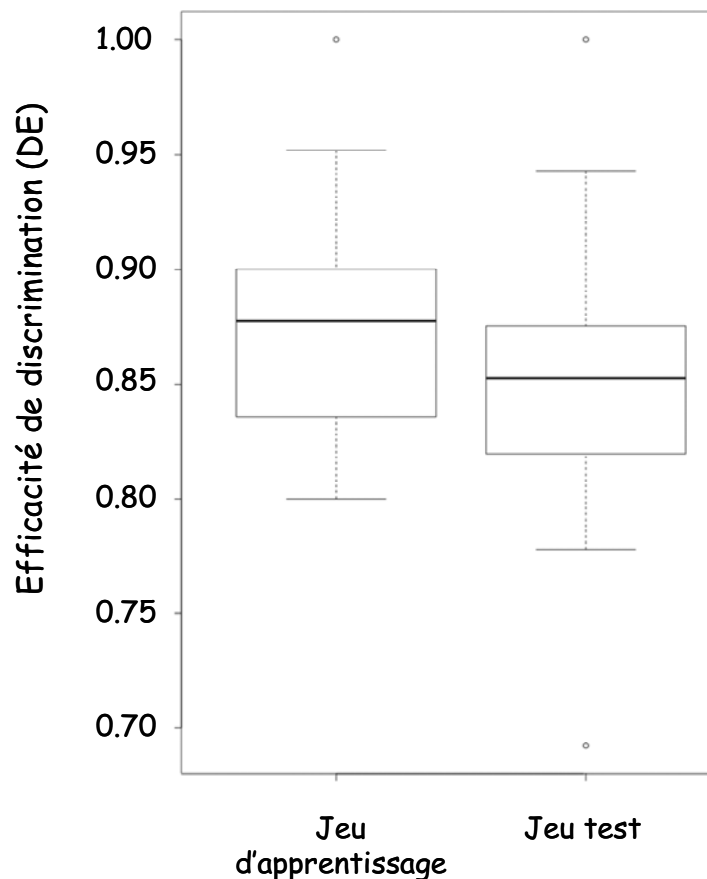


Figure 11 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs de capacité de discrimination (DE) de l'indice I2M2 sur le jeu de données d'apprentissage (à gauche) et le jeu de données test (à droite), pour 19 catégories de pression physico-chimique et hydromorphologique.

12. - Comparaison des indices I2M2 et IBGN

12.1. - Principe de la comparaison

Les capacités de discrimination respectives de l'I2M2 et de l'IBGN ont été comparées, sur l'ensemble des catégories de pression prédéfinies. Un test unilatéral de Wilcoxon III pour échantillons appariés a été utilisé pour identifier un pouvoir de discrimination éventuellement supérieur de l'I2M2 par rapport à l'IBGN.

La capacité de discrimination de l'IBGN a alors été calculée comme la proportion de sites impactés fournissant des notes IBGN inférieures au 1^{er} quartile de la distribution des notes IBGN obtenues dans les sites de moindre impact anthropique (i.e. associés au moins au « Bon état » écologique).

12.2. - Résultat de la comparaison

La capacité de discrimination de l'indice I2M2, calculée sur l'ensemble des deux jeux de données (apprentissage + test) varie entre 0,8163 et 1,0000 suivant la catégorie de pression (tableau V), alors que la capacité de discrimination de l'IBGN varie entre 0,5673 à 0,8000.

Le pouvoir de discrimination le plus faible pour l'I2M2 est obtenu pour les contaminations par les « nitrates » alors que l'IBGN réagit avec la plus faible efficacité pour l' « acidification ». Pour les deux indices, les « proliférations végétales » sont le type de perturbation mis en évidence avec le maximum d'efficacité (tableau V).

La capacité à identifier un état « perturbé » de l'indice IBGN est **très significativement inférieure** au pouvoir de discrimination de l'indice I2M2 (test unilatéral de Wilcoxon III pour échantillons appariés, $W = 190$, $p = 1,907 \times 10^{-6}$ - cf. Figure 12).

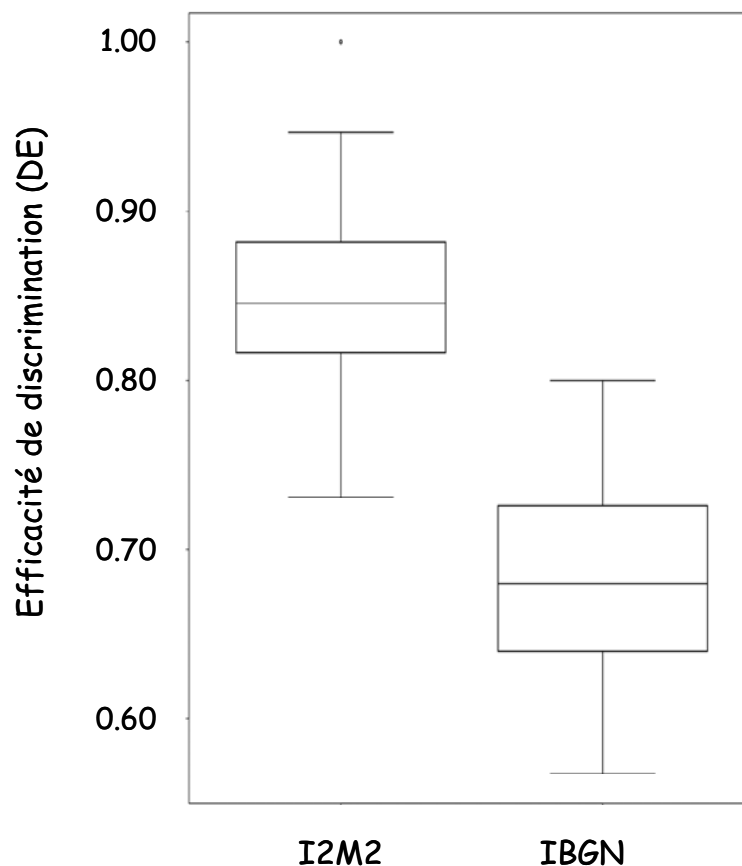


Figure 12 : Comparaison de l'efficacité de discrimination (DE) de l'indice I2M2 et de l'indice IBGN pour 19 catégories de pressions physico-chimiques et hydromorphologiques. Distributions respectives des valeurs de DE (Min/Q25/Médiane/Q75/Max).

B - Vers un outil de diagnostic de la nature des perturbations associé à l'indice I2M2

1. - Un principe de construction basé sur une forêt d'arbres conditionnels

La technique des arbres d'inférence conditionnelle (HOTHORN *et al.*, 2006⁶ ; Figure 6), comme utilisée ici⁷, permet de regrouper, **pour un type de pression donné**, les « relevés » en fonction d'un ensemble de métriques biologiques d'intérêt (= variables d'entrée) sélectionnées par le modèle parmi un pool de métriques⁸ (i.e. métriques généralistes + métriques spécialistes) pré-sélectionnées par l'opérateur, compte tenu du caractère « Perturbé » ou « Non Perturbé » des relevés (défini sur des critères environnementaux).

Sa réalisation est le résultat de **tests de permutation**, sous hypothèse nulle d'indépendance entre chacune des variables d'entrée et la réponse observée.

La construction d'un arbre d'inférence conditionnelle isolé est cependant **relativement dépendante du jeu d'apprentissage** dans le processus de sélection des métriques d'intérêt.

Ce biais peut être limité en réalisant non pas un arbre d'inférence conditionnelle unique, **mais une forêt d'arbres conditionnels** (STROBL *et al.*, 2007). La procédure consiste alors en la construction de 500 arbres conditionnels **en utilisant la méthode du « bootstrap » sur le jeu d'apprentissage**.

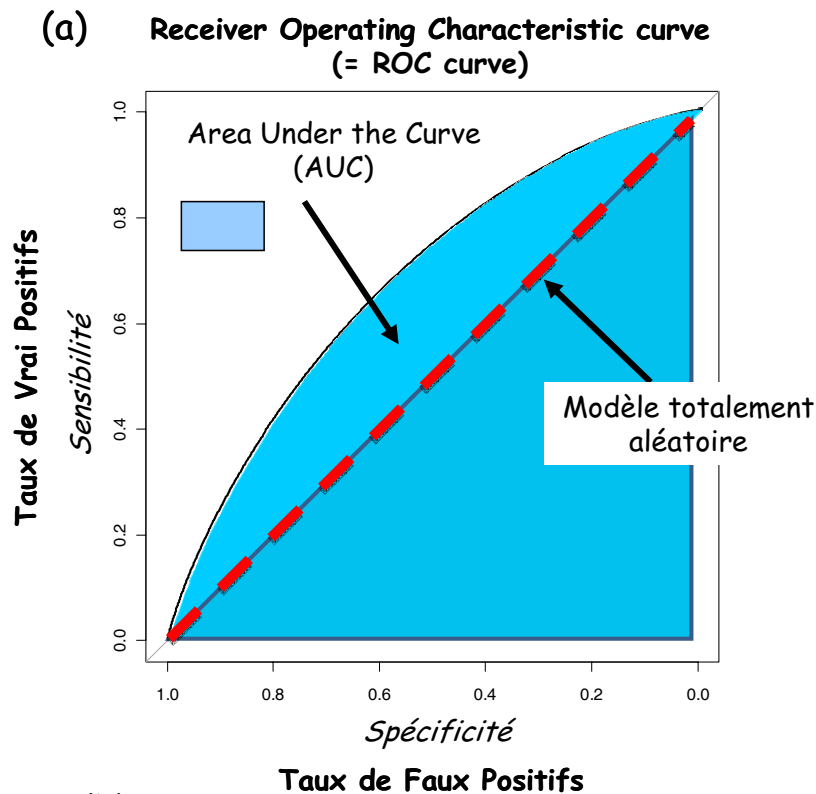
La qualité des modèles obtenus est évaluable par l'estimation de l'aire (**AUC** = Area Under the Curve) sous la courbe **ROC** (= Receiver Operating Characteristic curve), qui exprime le taux de « vrais positifs » [= « sensibilité » = « vrais positifs » / « positifs »] (en ordonnées) en fonction du taux de « faux positifs » [= « 1 - spécificité » = « faux positifs » / « négatifs »] (en abscisses). Les modèles prédictifs sont alors d'autant plus efficaces que leur AUC est plus proche de 1, une AUC de 0,5 correspondant à un modèle parfaitement aléatoire (Figure 13).

⁶ Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (R core Development Team, 2009), en utilisant notamment le package 'party' (HOTHORN, 2006) pour les arbres conditionnels.

⁷ En contraste avec l'utilisation qui en est faite dans la définition de l'indice I2M2 où les métriques sont testées compte tenu du statut des relevés (i.e. « bon état vs. « impacté »)

⁸ Transformées en SES

Lorsque de nouvelles données sont testées (e.g. jeu de données « test »), la procédure consiste alors à calculer les métriques sélectionnées puis à réaliser, pour chaque catégorie de pression, des prédictions en utilisant les modèles précédemment construits durant la phase d'apprentissage.



(b)

Valeur de l' AUC			Qualité du modèle
0,5	≤ AUC ≤	0,6	Echec
0,6	≤ AUC ≤	0,7	Mauvais
0,7	≤ AUC ≤	0,8	Passable
0,8	≤ AUC ≤	0,9	Bon
0,9	≤ AUC ≤	1	Excellent

Figure 13 : Interprétation du modèle généré par la constitution d'une forêt d'arbres conditionnels par « bootstrapping » sur le jeu d'apprentissage (STROBL *et al.*, 2007). (a) L'estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve) fournit une évaluation de la qualité du modèle (cf. FAWCETT, 2006). (b) Le modèle prédictif est d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1, une AUC de 0,5 correspondant à un modèle parfaitement aléatoire (a&b).

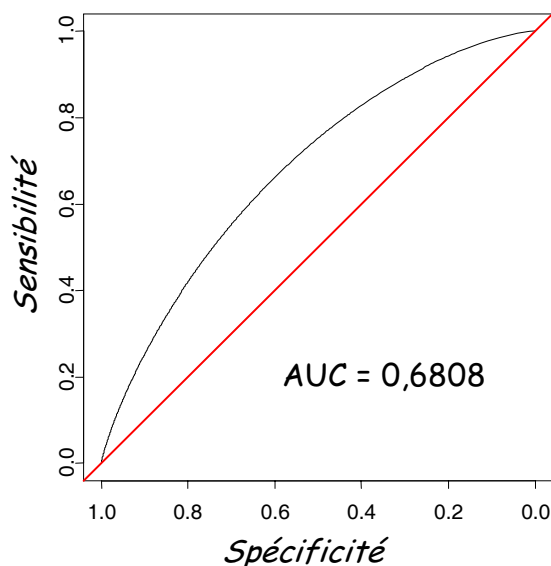
Pour chaque catégorie de pression, un pourcentage de risque que chacun des sites testés soit perturbé, est obtenu.

2. - Exemples d'application au jeu de données d'apprentissage et au jeu de données test ayant permis l'élaboration de la v0 de l'indice I2M2

La stratégie décrite ci-dessus a, pour l'instant, uniquement été testée sur les pressions physico-chimiques.

Les modèles prédictifs obtenus à partir du jeu de données d'apprentissage sont de très bonne qualité pour les « HAP » (AUC = 0,9282 ; cf. Figure 13b & Tableau VII) et les « Autres micropolluants organiques » (AUC = 0,9282). Ils sont de bonne qualité pour les « micropolluants minéraux » (AUC = 0,8730), les « pesticides » (AUC = 0,8691), les « matières azotées » (AUC = 0,8228) et les « matières phosphorées » (AUC = 0,8375 ; Figure 14b). La qualité prédictive des modèles est simplement « moyenne » pour les « matières en suspension » (AUC = 0,7480) et les « matières organiques et oxydables » (AUC = 0,7569). La qualité du modèle prédictif est par ailleurs médiocre pour l'« acidification » (AUC = 0,6808 ; Figure 14a), ce qui n'est pas étonnant compte tenu du faible nombre de données disponibles pour le construire.

(a) - Acidification



(b) - Matières Phosphorées

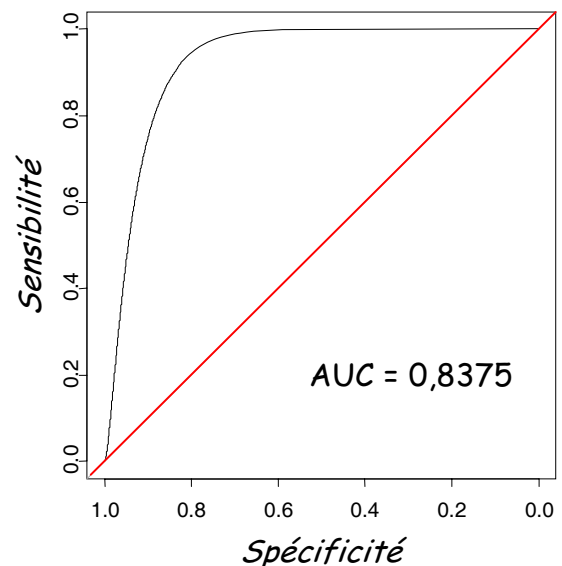


Figure 14 : Efficacité comparée des modèles prédictifs (a) d'une acidification et (b) d'une contamination par des matières phosphorées, construits sur la base du jeu d'apprentissage, par estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve). Un modèle prédictif est considéré comme d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1.

Tableau VII : Efficacité moyenne comparée des modèles prédictifs obtenus à partir du jeu de données d'apprentissage, par estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) située sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve), pour 9 types de pression physico-chimiques. Les bornes de l'intervalle de confiance (95%) sont fournies. Un modèle prédictif est considéré comme d'autant plus efficace que son AUC est plus proche de 1.

		AUC		
		Limite Inférieure (IC95)	Valeur	Limite Supérieure (IC95)
Catégories de pression	Modèle			
	Autres micropolluants organiques	0,8967	0,9282	0,9352
	HAP	0,8990	0,9262	0,9262
	Micropolluants minéraux	0,8343	0,8730	0,9034
	Pesticides	0,8297	0,8691	0,8998
	Matières Phosphorées	0,7734	0,8375	0,8895
	Matières azotées (hors Nitrates)	0,7737	0,8228	0,8658
	Matières organiques et oxydables	0,6741	0,7569	0,8241
	Matières en Suspension	0,5997	0,7480	0,8608
Acidification	0,5392	0,6808	0,7933	

Il est ensuite possible de calculer, pour chaque station (i.e. chaque relevé) la probabilité que cette station soit impactée par l'une ou l'autre des catégories de pression, à partir du modèle prédictif correspondant. Chaque modèle prédictif, fournit alors une « probabilité moyenne », sur l'ensemble des 500 arbres de la forêt, que le relevé testé soit impacté, par la catégorie de pression pour laquelle ce modèle a été établi.

La procédure est illustrée par la Figure 15, où les probabilités moyennes d'impact significatif de 9 catégories de pressions physico-chimiques (fournies par les modèles prédictifs associés, construits sur le jeu d'apprentissage) sont représentées pour 3 stations du jeu de données test. Ainsi, la station 1 (Figure 15b) présente surtout une probabilité élevée de contamination par les HAP ($p > 0,7$) et dans une moindre mesure par les micropolluants minéraux ($p \approx 0,4$). La station 2 (Figure 15c) montre également une probabilité assez élevée de contamination par les autres micropolluants organiques. Enfin, la station 3 (Figure 15d) pourrait être affectée par les HAP, les autres micropolluants organiques (pollution toxique), mais également par les matières azotées.

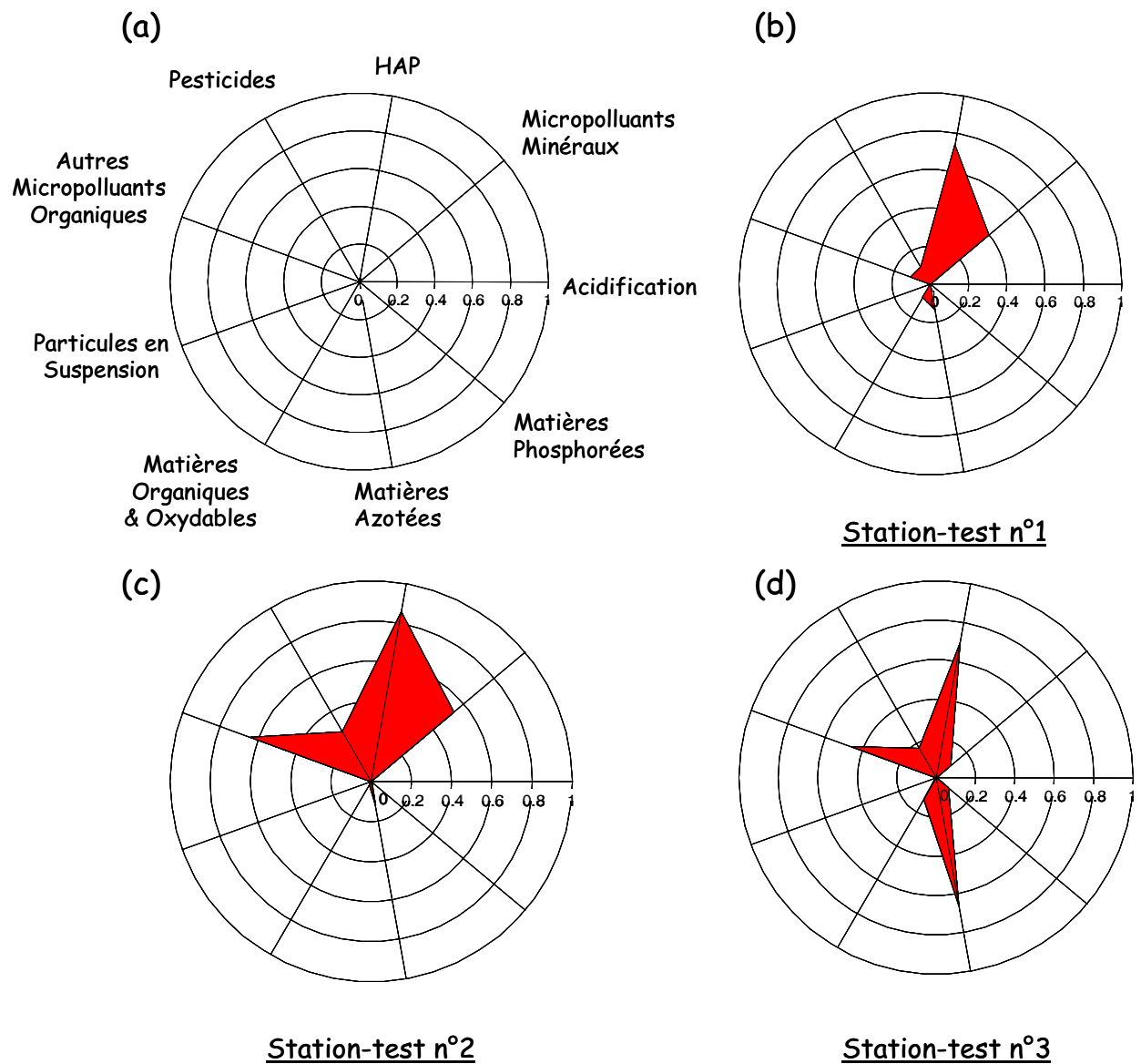


Figure 15 : Diagramme en radar, représentant les probabilités moyennes d'impact significatif de 9 catégories de pression physico-chimiques (a), sur 3 stations du jeu de données test (b, c & d), compte tenu de la structure taxonomique et fonctionnelle de son peuplement macrobenthique.

III - Conclusion

La présente étude, soutenue par le MEDDLT, avait pour objectifs de :

1 - repenser et stabiliser le protocole d'échantillonnage des invertébrés et de traitement des échantillons élémentaires correspondants

Elle a abouti, en collaboration avec le CEMAGREF (groupement de Lyon) à la réalisation de propositions, sur la base du protocole « stations de référence », ayant pour vocation :

(i) à améliorer le rapport « information restituée/coût d'acquisition de la donnée », tant dans la phase de terrain (e.g. regroupement des 12 prélèvements unitaires en 3 bocaux) que dans la phase de laboratoire (modulation des niveaux systématiques d'identification, systématisation du sous-échantillonnage, optimisation du nombre d'individus à prélever et/ou à identifier en fonction de l'information biologique potentiellement apportée),

(ii) à rapprocher la démarche française (type IBGN) qui vise principalement à mesurer les potentialités biogènes d'un site (en privilégiant l'échantillonnage des supports selon leur habitabilité), de l'approche européenne AQEM-STAR qui préconise un échantillonnage des habitats au strict prorata des surfaces de recouvrement des substrats présents au sein de la mosaïque benthique (e.g. introduction de la notion d'habitat « dominant » vs. « marginal », fixation de la limite entre habitat dominant et habitat marginal à 5% de la mosaïque, réalisation d'une partie des échantillons au prorata des surfaces de recouvrement).

Ces propositions ont été à la base des normes AFNOR XP T90-333 (Septembre 2009) et AFNOR XP T90-388 (Juin 2010).

Une réflexion a également été menée, en collaboration avec le CEMAGREF sur les grands cours d'eaux et cours d'eaux profonds. Elle visait à harmoniser le protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques sur l'ensemble du continuum fluvial (e.g. homogénéisation du nombre de prélèvements unitaires, exigences équivalentes en matière de traitement des échantillons au laboratoire).

Cette réflexion a abouti à une proposition de protocole expérimental d'échantillonnage des invertébrés en cours d'eau profond, qui a fait l'objet d'une

circulaire du MEEDDM venant en appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (MEEDDM, Décembre 2009).

2 - proposer de nouvelles métriques biologiques compatibles avec les définitions normatives de la DCE (notamment en termes d'évaluation d'un écart entre situation observée et situation de référence) et possédant une bonne capacité de diagnostic quant à la nature et l'intensité des perturbations.

Si les travaux réalisés au cours des années 1 et 2 ont permis de montrer l'intérêt de plusieurs métriques taxonomiques et fonctionnelles (notamment basées sur les traits bio/écologiques des organismes) dans l'identification de certaines catégories de pression, un nombre encore insuffisant de données physico-chimiques, hydromorphologiques et faunistiques validées sur les sites faisant partie des réseaux de référence (RDR) et de contrôle de surveillance (RCS) n'a permis une analyse vraiment exhaustive des capacités de diagnostic d'une large variété de métriques biologiques qu'au cours de cette dernière année.

La validation d'un nombre plus important de données physico-chimiques et la récente caractérisation hydromorphologique des sites appartenant aux réseaux RDR et RCS par le CEMAGREF de Lyon, a autorisé la définition de 12 types de pression physico-chimique et 7 types de pression hydromorphologique.

L'examen de 1625 métriques (nombre porté à plus de 2000 lors des premières analyses 2011) a montré l'intérêt :

- de 83 métriques « généralistes », dans l'identification d'un « état perturbé », quelle que soit la nature de la (ou des) source(s) de pression anthropique. Parmi ces 83 métriques, quatorze présentent une capacité de discrimination moyenne (sur l'ensemble des 19 catégories de pression) supérieure à 0,6 et une stabilité élevée en conditions de « bon état » écologique (i.e. $CV_{\text{moyen}} < 0,1$), qui les rendent particulièrement aptes à une intégration dans l'indice I2M2.
- de 246 métriques « spécialistes », qui ne répondent significativement qu'à un nombre très limité de pressions, et sont donc utilisables spécifiquement dans l'identification plus précise d'une catégorie de pression. Elles devraient permettre d'affiner le diagnostic écologique en intégrant le pool de métriques participant à l'outil diagnostique qui accompagnera l'indice I2M2.

3 - Décrire précisément l'état de « référence biologique » pour les différents types de masses d'eau préalablement définis sur des critères d'homogénéité de taille et de distribution hydro-écorégionale

Une première approche a consisté à établir une démarche visant à définir des « valeurs de référence » pour les métriques biologiques candidates. Compte tenu de la variété des réponses possibles d'une métrique biologique donnée, en liaison avec la diversité des pressions ou cocktails de pressions potentiellement subies par les communautés benthiques, il paraissait indispensable de définir, pour chaque métrique, une valeur de référence par catégorie de pression.

Cette valeur de référence correspond au 95^{ème} percentile [pour les métriques dont la valeur croît avec la qualité écologique (i.e. si $DE_{25} > 0,25$ et $DE_{75} < DE_{25}$)] ou au 5^{ème} percentile [pour les métriques dont la valeur décroît avec la qualité écologique (i.e. si $DE_{75} > 0,25$ et $DE_{25} < DE_{75}$)] de la distribution des valeurs de cette métrique pour les listes associées au « bon état physico-chimique ».

Il est à noter que sur 125 types de cours d'eau « potentiels » (115 « observés » dans le dernier jeu de données traité), seuls 65 types de cours d'eau ont été conservés (tableau III), faute d'un nombre suffisant de données biologiques acquises avec le protocole normalisé « RCS » (norme XP T90-333) sur les autres types, ce malgré des critères de sélection peu stricts (i.e. au moins un site, au moins 6 listes).

Le contenu des tableaux II et III montre bien le chemin à parcourir pour espérer arriver à une évaluation fiable des valeurs de référence pour l'ensemble des types de cours d'eau. Ainsi, 63,5% des 65 types de cours d'eaux retenus présentent moins de 10 relevés faunistiques acquis avec le protocole RCS, représentatifs du « bon état » physico-chimique.

Il est à noter que dans la sélection des relevés utilisés pour la définition des valeurs de référence, il n'a pas été tenu compte de l'intensité des pressions hydromorphologiques affectant les stations, faute d'avoir eu l'information correspondante suffisamment tôt. Cette prise en compte fait l'objet des premiers travaux de l'année 2011. Elle devrait conduire à écarter un nombre non négligeable de sites/relevés utilisés en 2010 pour la définition de l'état de référence sur les différents types de cours d'eau (ce déclassement est actuellement estimé à environ 25 à 30% des relevés considérés comme représentatifs du « bon état » sur des critères physico-chimiques).

Une optimisation de la stratégie de sélection des sites à échantillonner, notamment sur le réseau de référence, au cours des années à venir, paraît indispensable, de façon à faire porter l'effort d'échantillonnage des invertébrés prioritairement sur les types de cours d'eaux pour lesquels les données biologiques sur des sites faiblement impactés par les activités anthropiques sont actuellement rares voire inexistantes (e.g. M1, M12, G1, G9, G12 et tous les types de cours d'eaux des HER 11, 13, 16, 17, 18, 20 et 22).

4 - Combiner ces différentes métriques dans un indice multi-métrique basé sur les invertébrés benthiques : l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I2M2)

Sur la base des 14 métriques généralistes pré-sélectionnées, une procédure de sélection itérative a permis de mettre en évidence une combinaison de 7 métriques biologiques, qui assure le meilleur compromis entre « simplicité d'utilisation » (i.e. nombre de métriques réduit) et « capacité de discrimination optimale » (i.e. DE non significativement augmentée par l'addition d'une métrique supplémentaire) de l'indice I2M2.

Ces 7 métriques, combinées dans une première version « v0 » de l'indice I2M2, sont :

- 1 - la version « originale » de l'**ASPT** calculée sur « B1+B2+B3 »,
- 2 - l'indice biotique **IBGN** calculé sur « B1+B2 »,
- 3 - la fréquence d'utilisation (%) de la modalité « **oligosaprobe** » calculée sur « B3 »,
- 4 - la fréquence d'utilisation (%) de la modalité « **marcheur** » calculée sur « B3 »,
- 5 - la **métrique de spécialisation** en matière de « **taille maximale potentielle** » au sein de la communauté benthique calculée sur « B2 »,
- 6 - la fréquence d'utilisation (%) de la modalité « **monovoltin** » calculée sur « B1 »
- 7 - la **métrique de spécialisation** des préférences en matière de « **statut trophique** » calculée sur « B1 »).

L'efficacité de discrimination de l'indice I2M2 est très élevée (Figure 9) et très significativement supérieure à l'efficacité de discrimination de l'IBGN (Figure 12). Les valeurs de DE varient entre 0,8163 (i.e. 81,63% des valeurs obtenues pour les sites impactés sont inférieures au 1^{er} quartile des valeurs obtenues pour les sites associés au bon état écologique) pour « l'acidification » à 1,00 pour les « proliférations végétales », sur le jeu de données d'apprentissage (tableau V). Elles sont non significativement différentes sur le jeu de données « test ».

Il est à noter que les métriques sélectionnées au sein de la première version de l'indice I2M2, sont à calculer sur des combinaisons d'habitats différentes :

« B1 » (métriques 6 et 7 ci-dessus), « B2 » (métrique 5), « B3 » (métriques 3 et 4), « B1+B2 » (métrique 2) et « B1+B2+B3 » (métrique 1), justifiant ainsi :

- la pertinence de l'échelle d'observation « local »,
- par extension, la complémentarité des informations apportées par les habitats « marginaux » *versus* « dominants », et la complémentarité des informations apportées par une approche « habitabilité » (i.e. priorité d'échantillonnage aux substrats les plus biogènes ; e.g. « B1 » ou « B2 ») avec une approche « image moyenne du peuplement » (i.e. priorité d'échantillonnage aux substrats les plus représentés ; e.g. « B3 ») en particulier sur les habitats dominants.

5 - Intégrer le calcul de l'indice multi-métrique et l'ensemble des métriques taxonomiques et fonctionnelles à fort pouvoir indicateur dans un nouveau système d'analyse et d'aide à l'interprétation des listes faunistiques acquises avec le futur protocole normalisé macroinvertébrés DCE compatible

Lors de mise en place de cette étude, il était plutôt prévu d'adapter le système-expert d'aide à l'interprétation des listes faunistiques acquises avec le protocole IBGN (USSEGLIO-POLATERA et BEISEL 2002b, USSEGLIO-POLATERA *et al.*, 2002), aux nouveaux protocoles de terrain (AFNOR, 2009) et de traitement des échantillons (AFNOR, 2010), tout en permettant le calcul du nouvel indice I2M2 et des métriques biologiques entrant dans sa composition.

L'analyse des capacités de diagnostic d'un très large panel de plus de 2000 métriques biologiques au cours des traitements statistiques les plus récents, a montré que l'élaboration d'un outil diagnostique performant de la nature des pressions/perturbations affectant un cours d'eau au niveau d'un point de prélèvement était envisageable

Les modèles prédictifs d'un effet significatif de certaines catégories de pressions physico-chimiques, dont la construction est basée sur le principe des forêts d'arbres conditionnels (STROBL *et al.*, 2007) sur la base du jeu d'apprentissage actuel, sont déjà de bonne (e.g. pour les « micropolluants minéraux », les « pesticides », les « matières azotées » ou les « matières phosphorées » ; Figure 14b) à très bonne (e.g. pour les « HAP » ou les « autres micropolluants organiques ») qualité.

L'acquisition de données supplémentaires, ciblées sur certains types de cours d'eaux, en situation de moindre impact anthropique (i.e. « bon état » écologique, *a minima*), mais aussi dans des situations variées de pressions anthropiques, devrait permettre à la fois de conforter l'indice multimétrique I2M2 et de développer l'outil diagnostique.

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Références citées :

AFNOR, 2004. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Mars 2004, Norme NF T90-350, 15 pp.

AFNOR, 2009. Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes, Septembre 2009, Norme XP T90-333, 22 pp

AFNOR, 2010. Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau, Juin 2010, Norme XP T90-388, 21 pp

ARCHAIMBAULT V., USSEGLIO-POLATERA P., GARRIC J., WASSON J.-G. & BABUT M. 2010. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. Freshwater Biology, 55, 1430-1446.

BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY 1978. Final Report: Assessment and Presentation of the Biological Quality of Rivers in Great Britain. Dept. of Envir., Water Data Unit.

CHARVET S., STATZNER B., USSEGLIO-POLATERA P. & DUMONT B. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. Freshwater Biology, 43, 277-296.

DOLEDEC S. & STATZNER B. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. Freshwater Biology, 53, 617-634.

DOLEDEC S. & STATZNER B. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. Journal of the North American Benthological Society, 29, 286-311.

FAWCETT, T. 2006. An introduction to ROC analysis. Pattern Recognition Letters, 27, 861-874.

GABRIELS W., LOCK K., PAUW N. D. & GOETHALS P.L. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers

and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40, 199 - 207.

GAYRAUD S., STATZNER B., BADY P., HAYBACH A., SCHÖLL F., USSEGLIO-POLATERA P. & BACCHI M. 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48, 2045-2064.

GOTELLI N. & McCABE D.J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091-2096.

HOTHORN T., HORNIK K & ZEILEIS, A. 2006. Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. *Journal of computational and Graphical Statistics*, 15, 651-674.

LECERF A., USSEGLIO-POLATERA P., CHARCOSSET J.-Y., LAMBRIGOT D., BRACHT B. & CHAUVET E. 2006. Assessing functional integrity of eutrophicated streams using direct and indirect approaches: litter breakdown versus macrobenthic assemblage taxonomic and trait structure. *Archiv für Hydrobiologie*, 165, 105-126.

LISS M. & VON DER OHE P.C. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 954-965.

MENEZES S., BAIRD D.J. & SOARES A.M.V.M. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate-trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47, 711-719.

MONDY C. & USSEGLIO-POLATERA P. 2010. Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert, Bilan scientifique de l'année II, Rapport Université Paul Verlaine - Metz (LIEBE) pour le MEEDDM, Novembre 2009/Février 2010, 88 pp.

OFENBÖCK T., MOOG O., GERRITSEN J. & BARBOUR M. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 251-268.

- LOUDIN L.C. & MAUPAS D. 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau). Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable - Agences de l'Eau, Paris.
- PAUW N. & VANHOOREN G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia, 100, 153-168.
- PERU N. & DOLEDEC S. 2010. From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities. Ecological Indicators, 10, 1025 - 1036.
- PIANKA E. R. 1974. Niche Overlap and Diffuse Competition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 71, 2141-2145.
- PIELOU E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, 13, 131-144.
- PISCART C., USSEGLIO-POLATERA P., MORETEAU J.-C. & BEISEL J.-N. 2006. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. Archiv für Hydrobiologie, 166, 185-198.
- RAO C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. Theoretical Population Biology, 21, 24-43.
- R CORE DEVELOPMENT TEAM 2009. R: a Language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- SHANNON C. E. 1948. A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27, 379-423, 623-656.
- SIMPSON E. H. 1949. Measurement of Diversity. Nature, 163, 688-688.
- STATZNER B. & BÊCHE L. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Freshwater Biology, 55, 80-119.
- STATZNER B., BIS B., DOLEDEC S. & USSEGLIO-POLATERA P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. Basic and Applied Ecology, 2, 73-85.

- STATZNER B., BONADA N. & DOLEDEC S. 2008. Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes. Oecologia, 156, 65-73.
- STROBL C., BOULESTEIX A., ZEILEIS A. & HOTHORN T. 2007. Bias in random forest variable importance measures: Illustrations, sources and a solution. BMC Bioinformatics, 8, 1-21.
- TOWNSEND C.R., DOLEDEC S. & SCARSBROOK M.R. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. Freshwater Biology, 37, 367-387.
- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. 2002a. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. River Research & Applications, 18, 197-211.
- USSEGLIO-POLATERA P. & BEISEL J.-N. 2002b. Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation des données recueillies avec le protocole IBGN. Etude Inter-Bassins, Rapport Phase I et II, 105 p. + Annexe
- USSEGLIO-POLATERA P., BEISEL J.-N. & GUERNIER A. 2002. Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation des données recueillies avec le protocole IBGN. Livret Guide (version 1.0). Etude Inter-Bassins, 87 p. + Annexes
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. Freshwater Biology, 43, 175-205.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait data bases? Hydrobiologia, 422/423, 173-181.
- USSEGLIO-POLATERA P. & MONDY C. 2008. Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert, Bilan scientifique de l'année I, Rapport Université Paul Verlaine - Metz (LIEBE) pour le MEEDDAT, Novembre 2008, 144 pp.
- USSEGLIO-POLATERA P., RICHOUX P., BOURNAUD M., & TACHET H. 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and

ecological traits: application to river condition assessment and stream management. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 139/1, Monogr. Stud., 53-83.

WAGNER H. H. & EDWARDS P.J. 2001. Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. Landscape Ecology, 16, 121-131.

WAGNER H. H., WILDI O. & EWALD K.C. (2000): Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. Landscape Ecology, 15, 219-227.

WALLEY W. J. & HAWKES H.A. 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. Water Research, 30, 2086-2094.

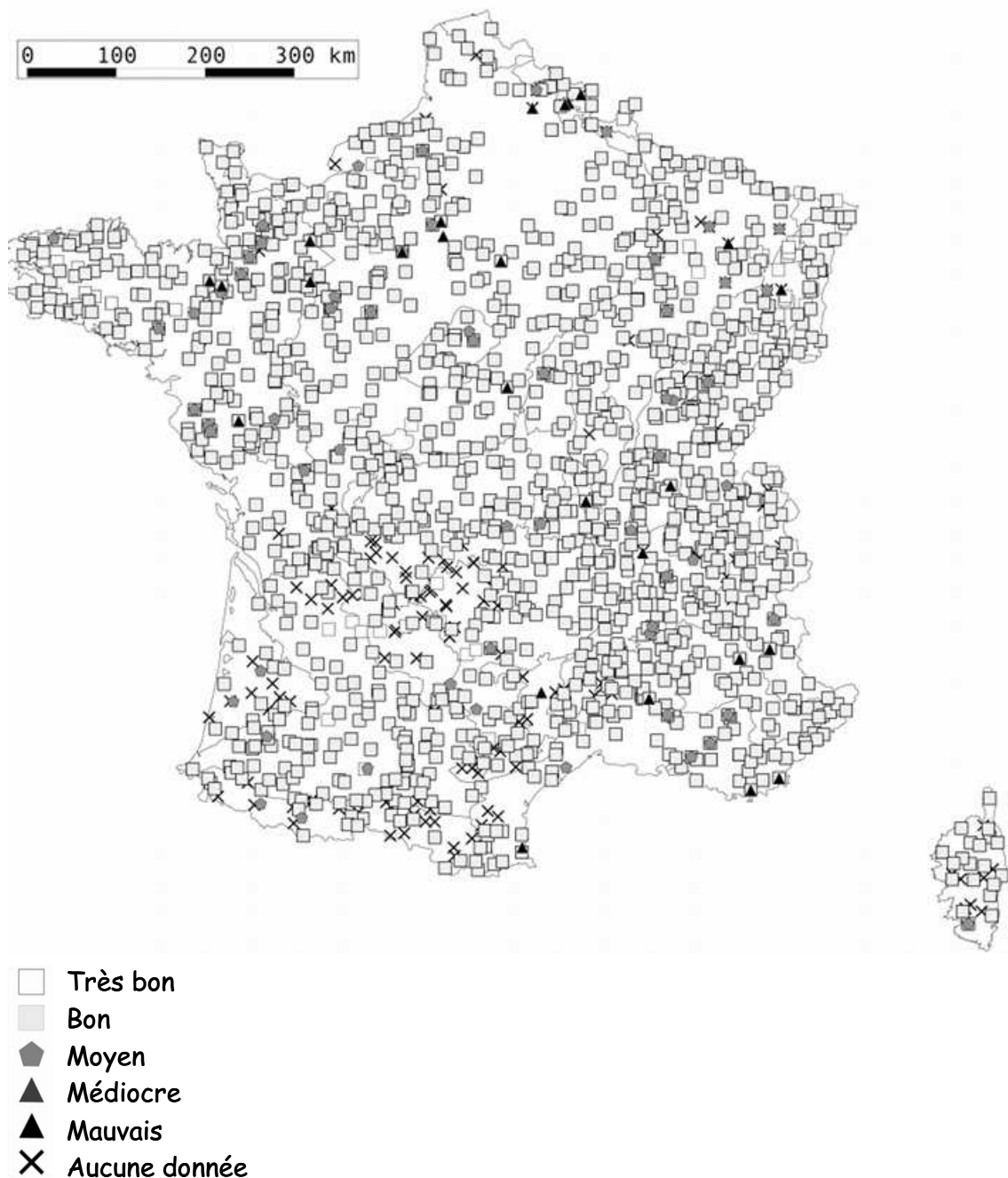
"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

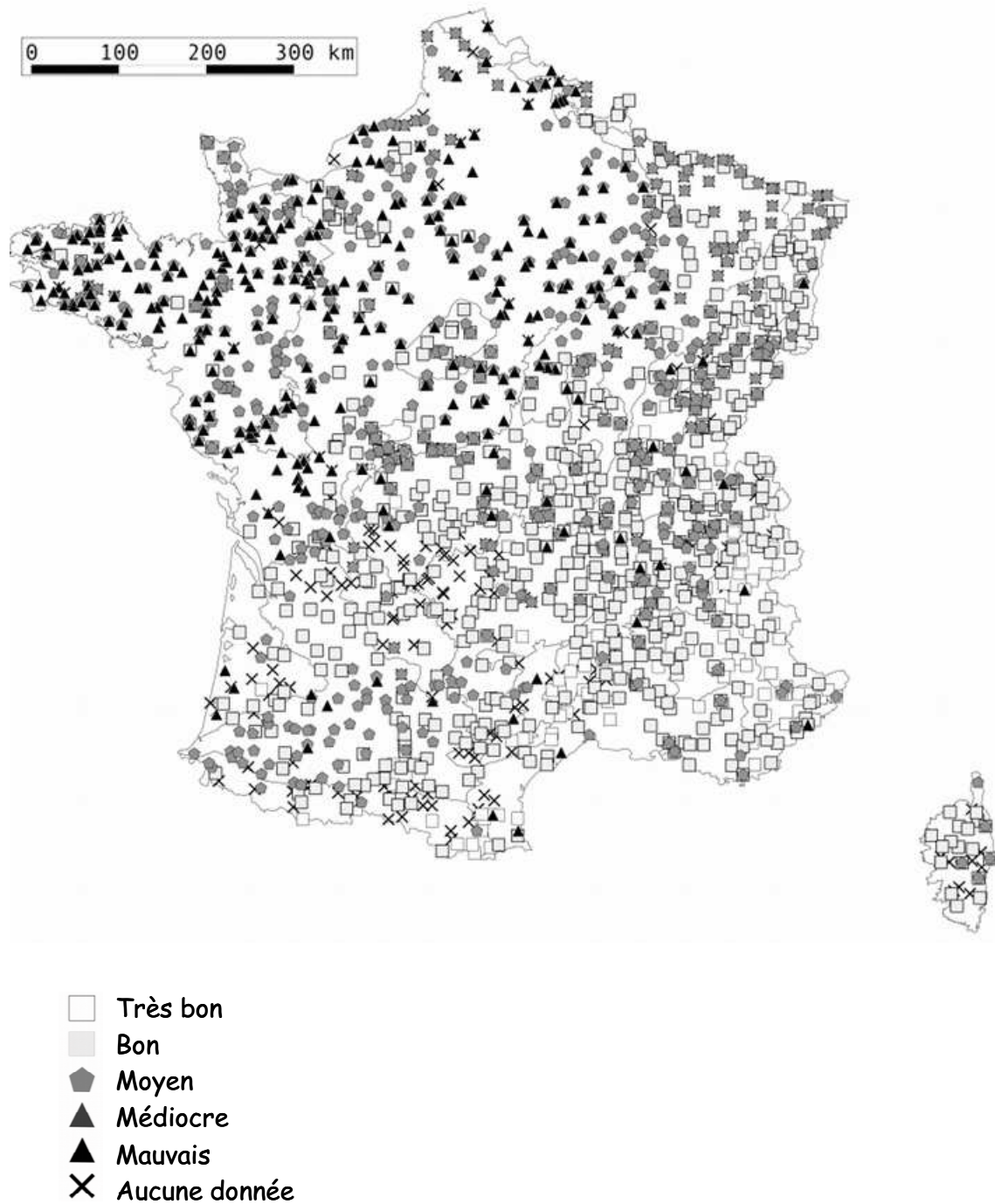
ANNEXES

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

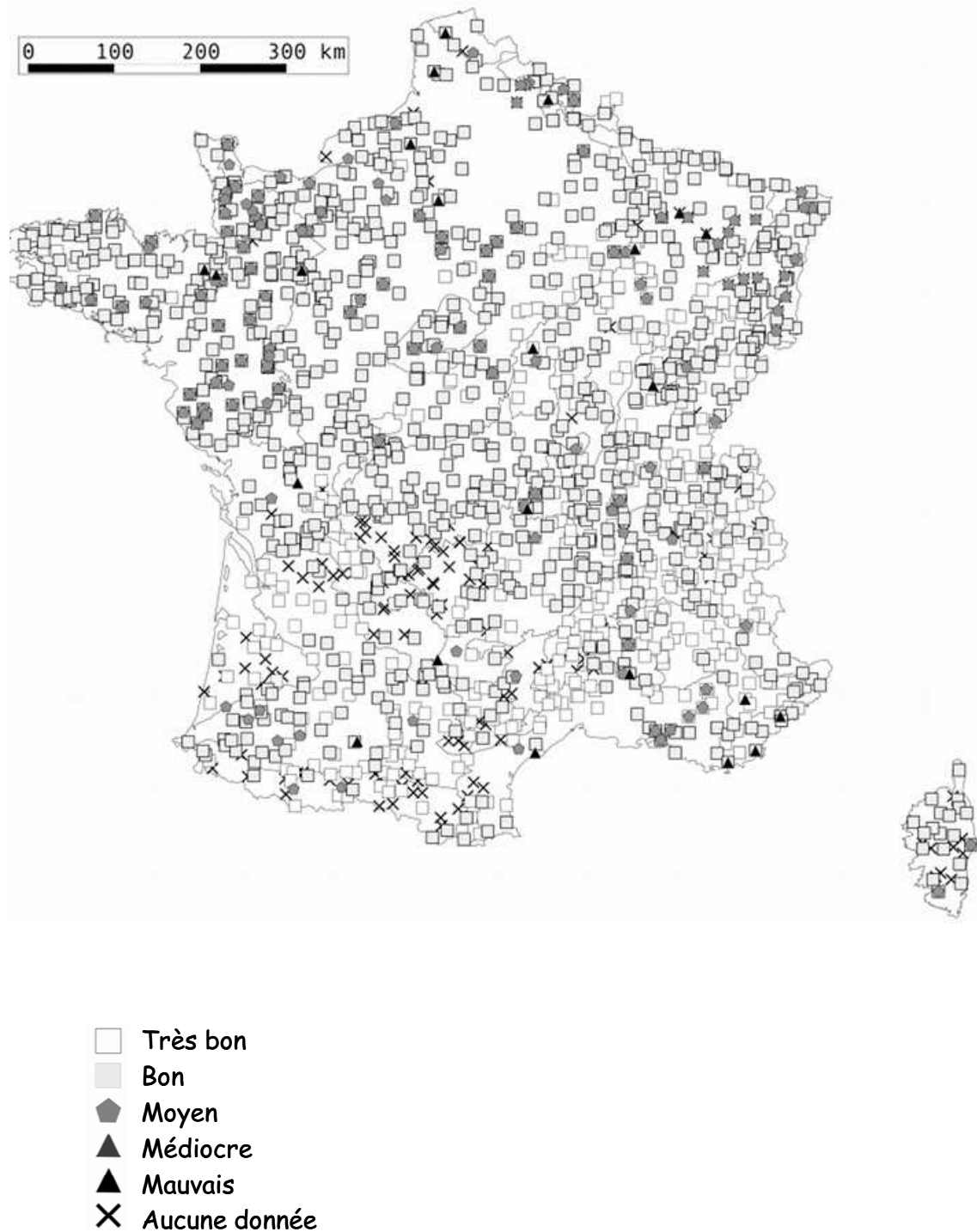
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 1 - Matières azotées (hors Nitrates)



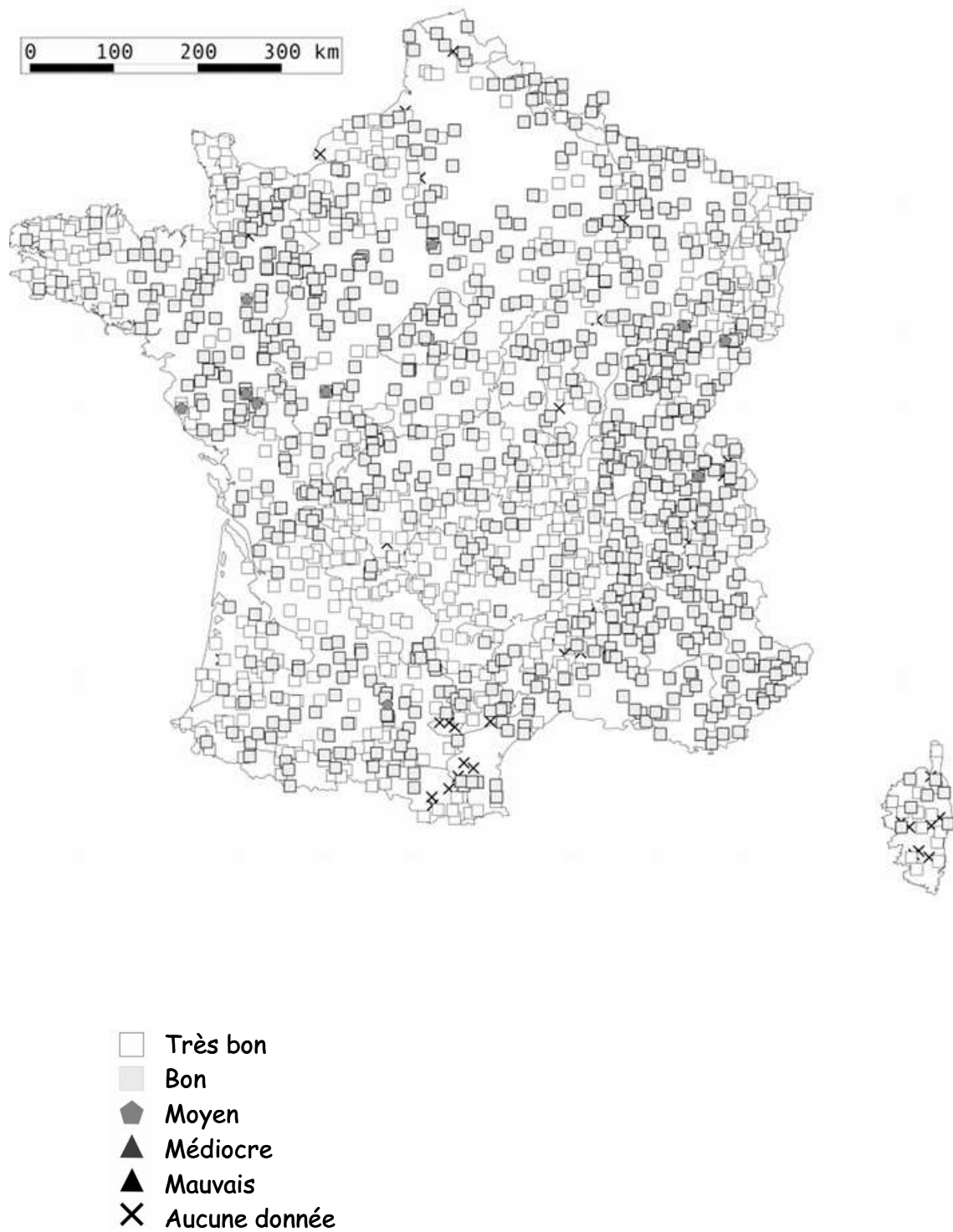
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 2 - Nitrates



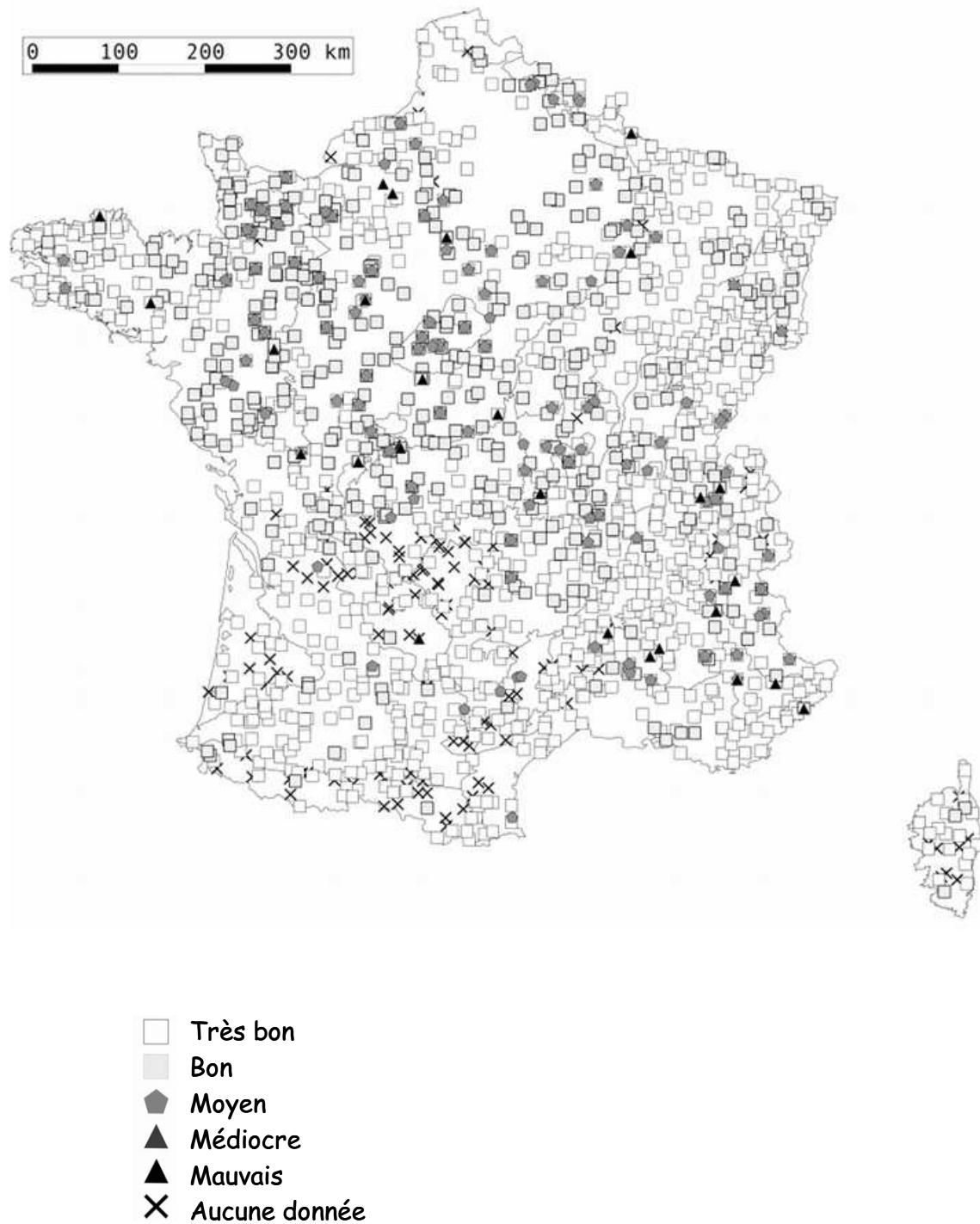
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 3 - Matières Phosphorées



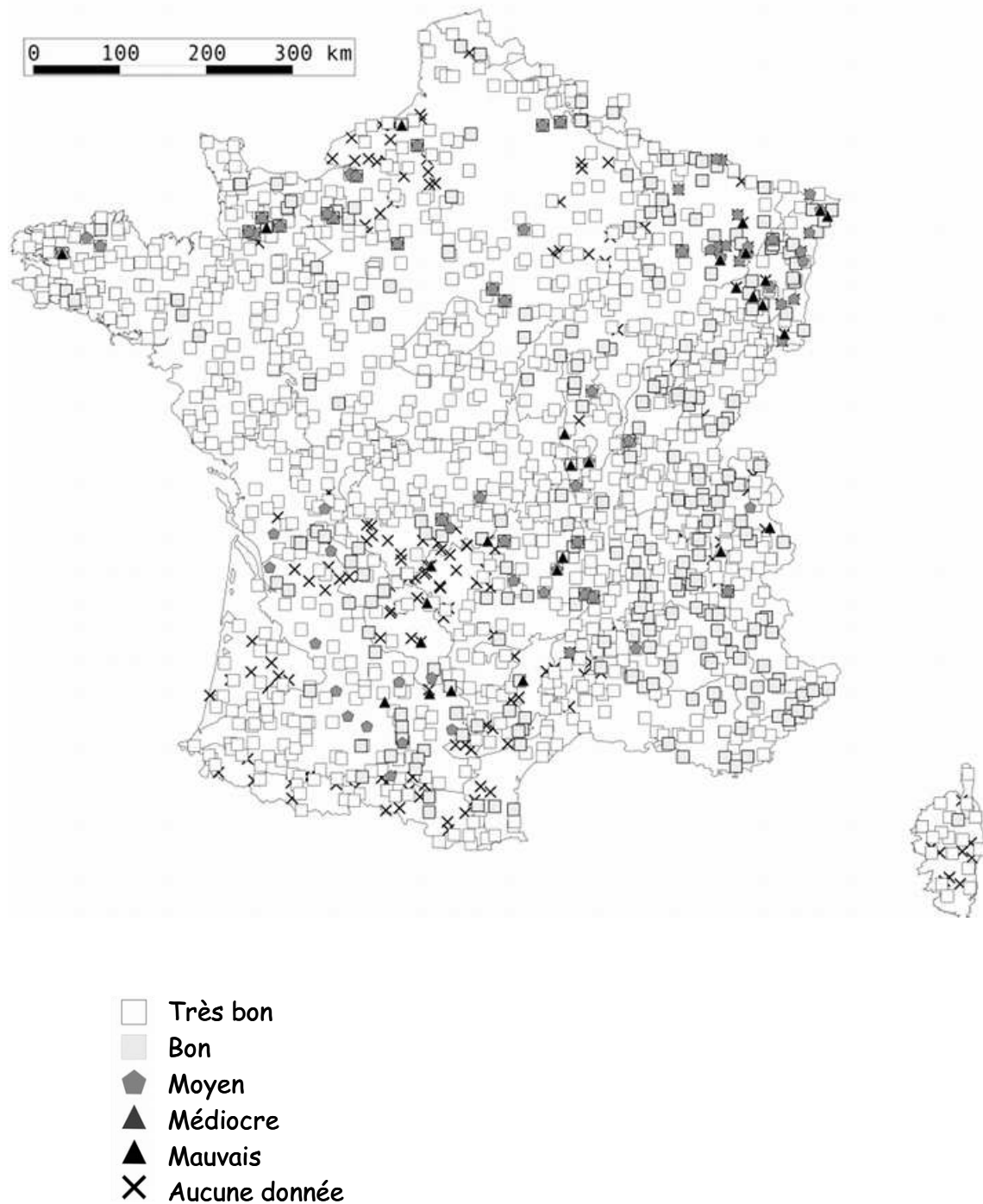
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 4 - Proliférations végétales



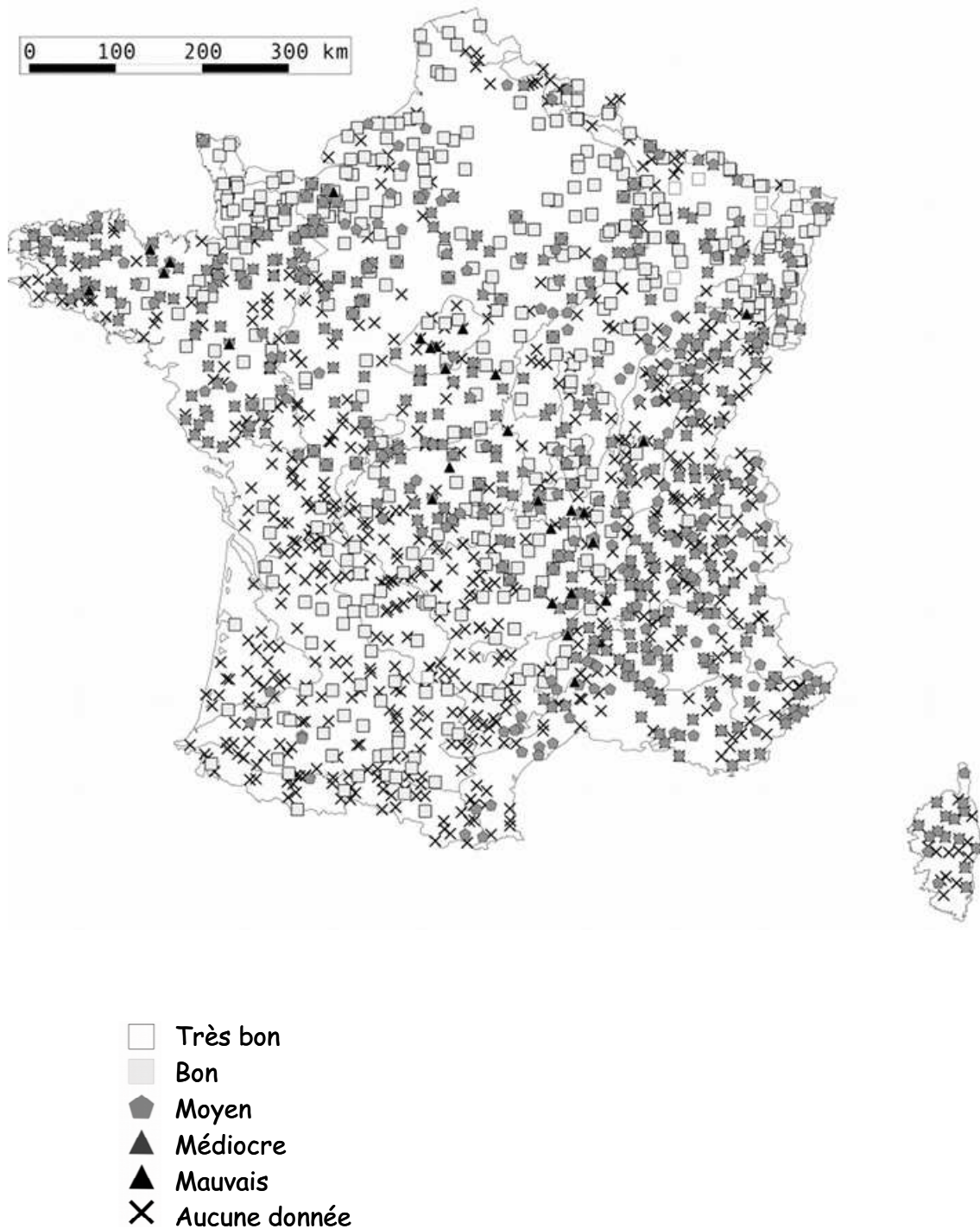
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 5 - Matières en Suspension



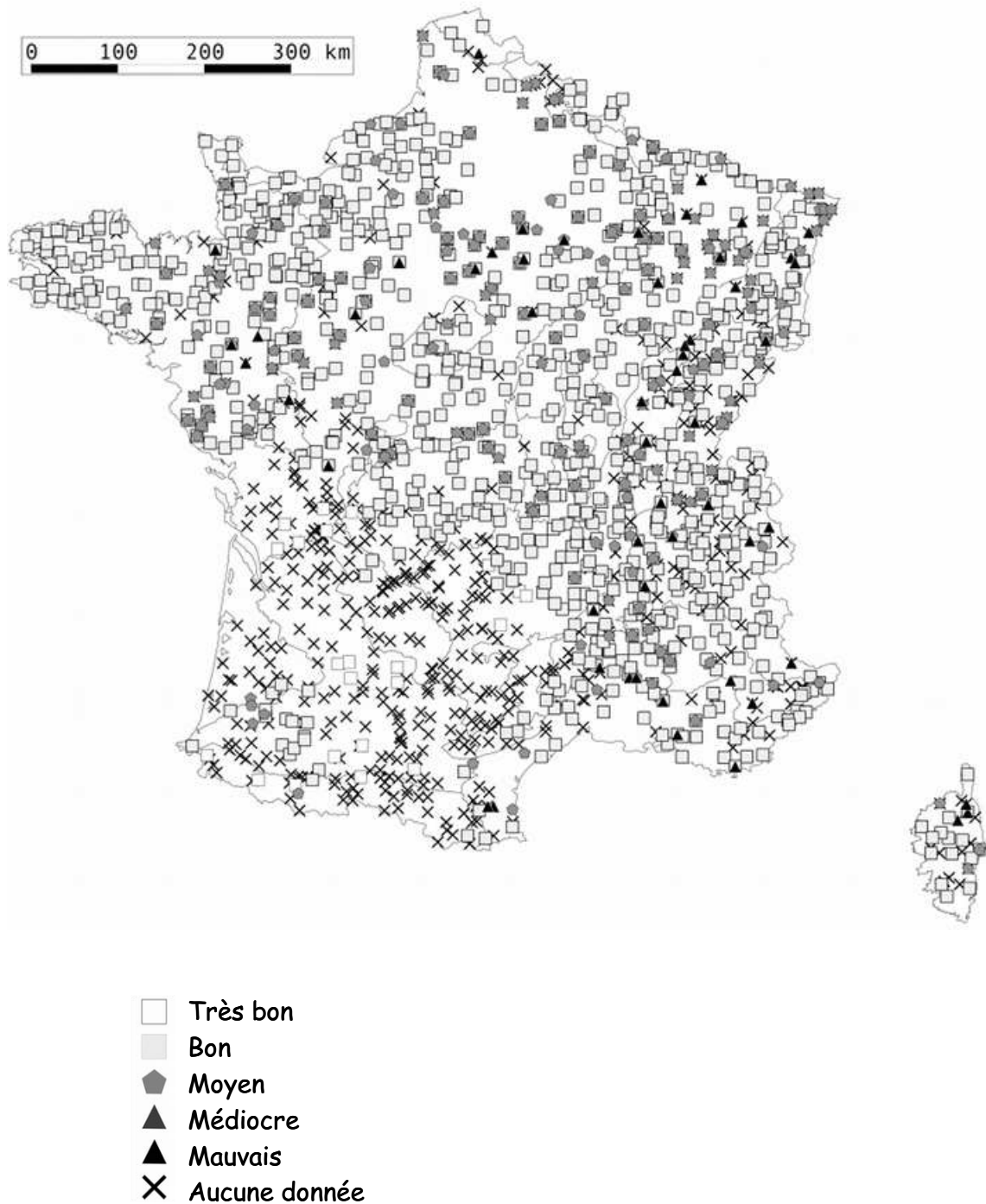
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 6 - Acidification



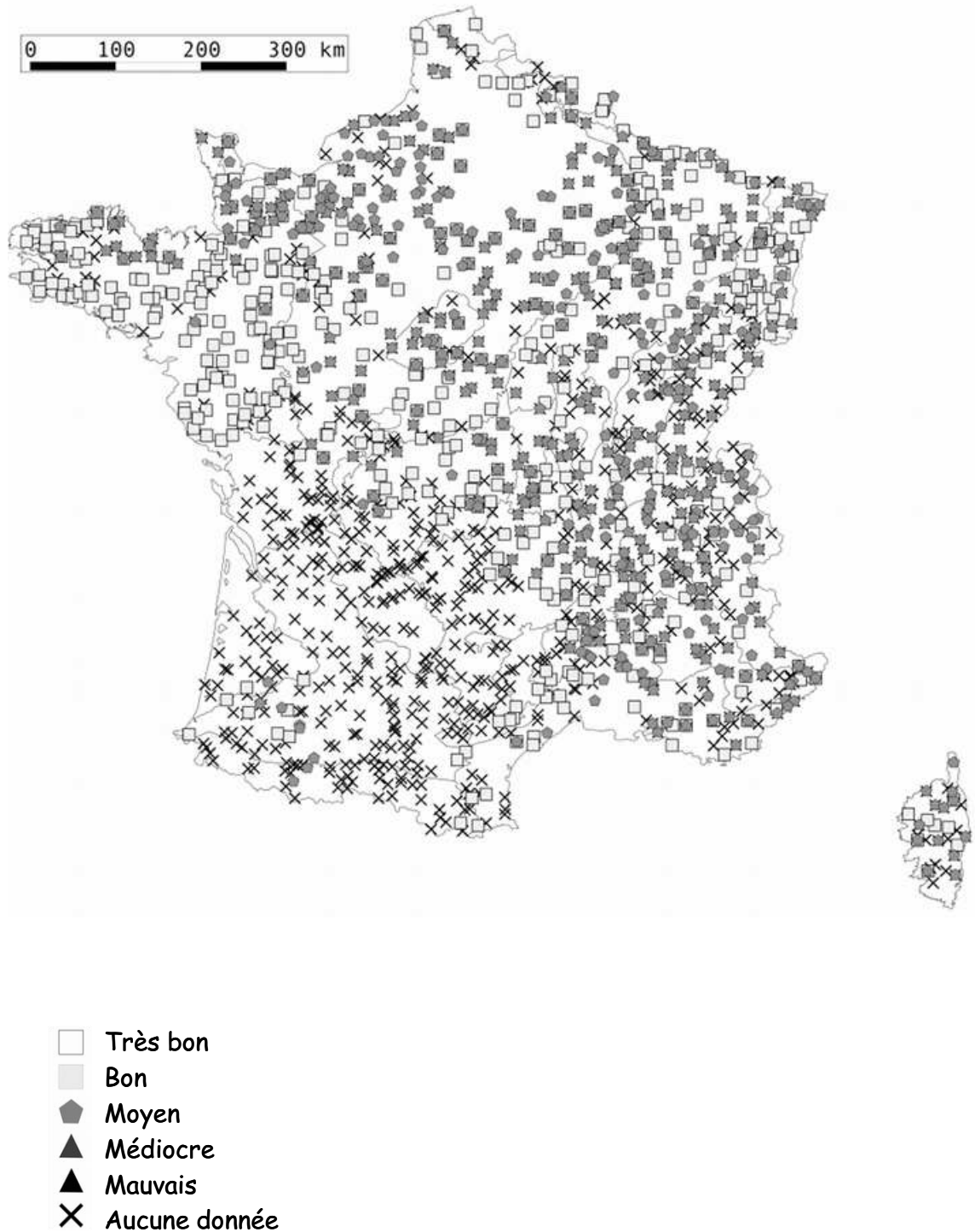
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 7 - Micropolluants minéraux



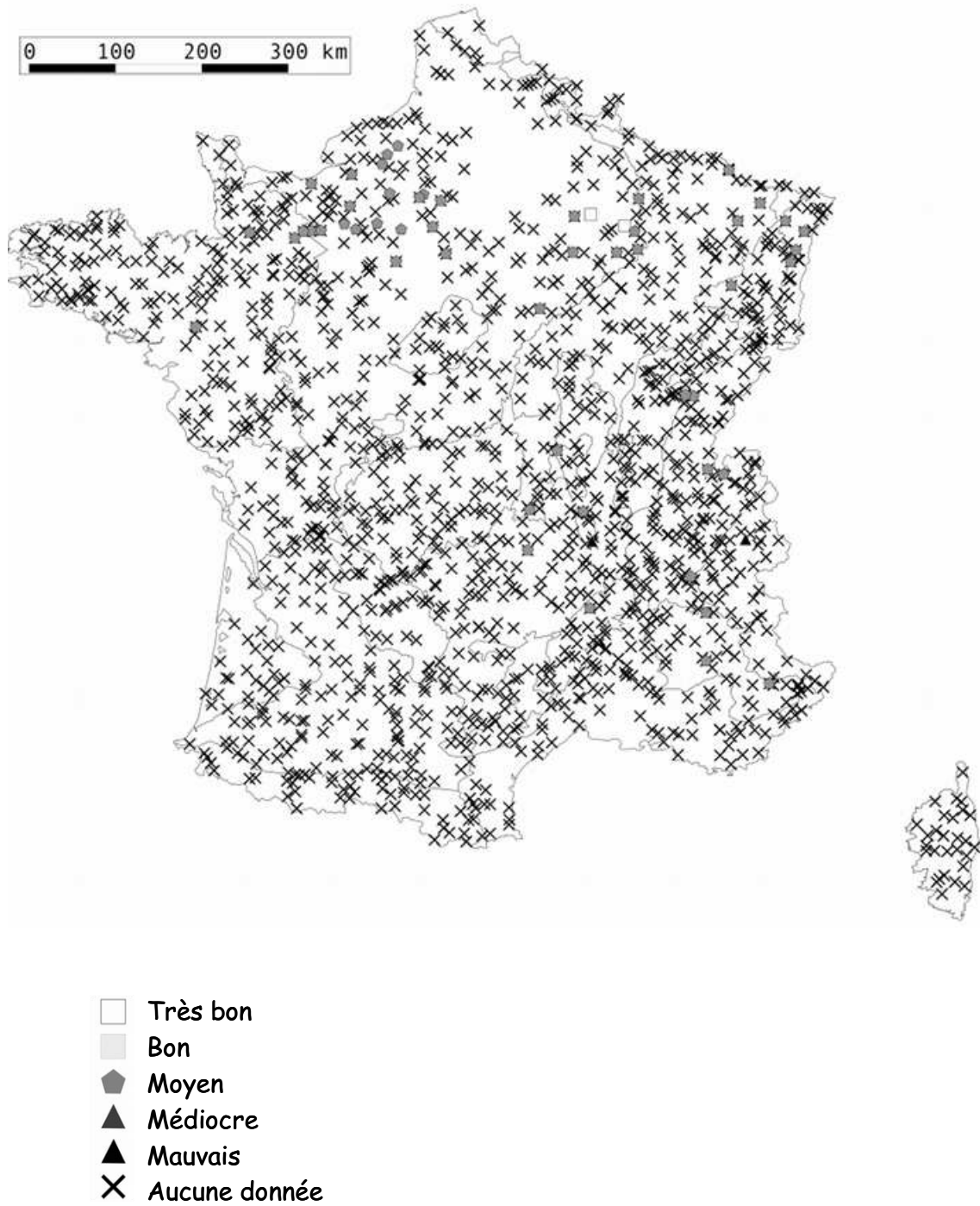
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 8 - Pesticides



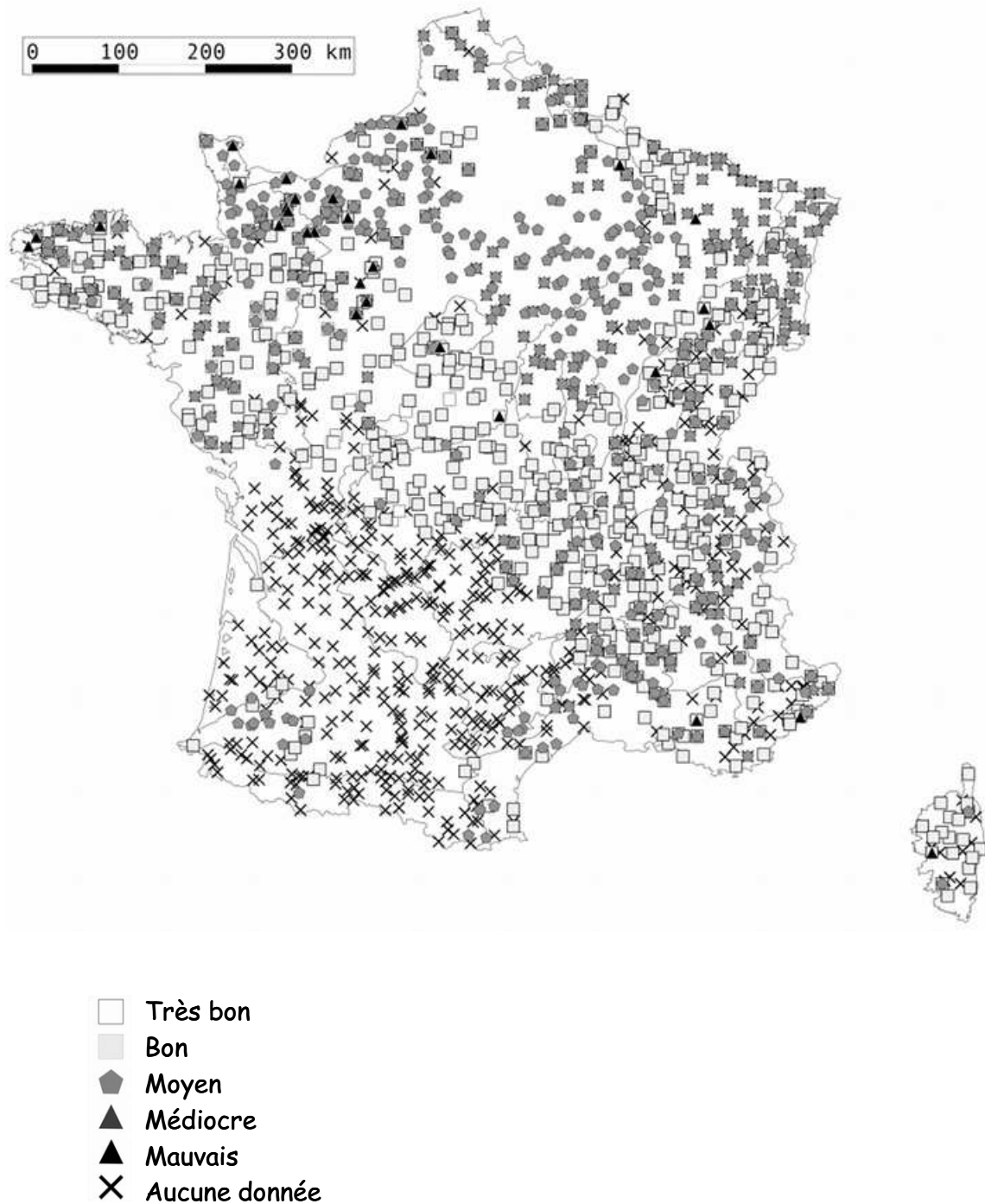
Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 9 - HAP



Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 10 - PCB

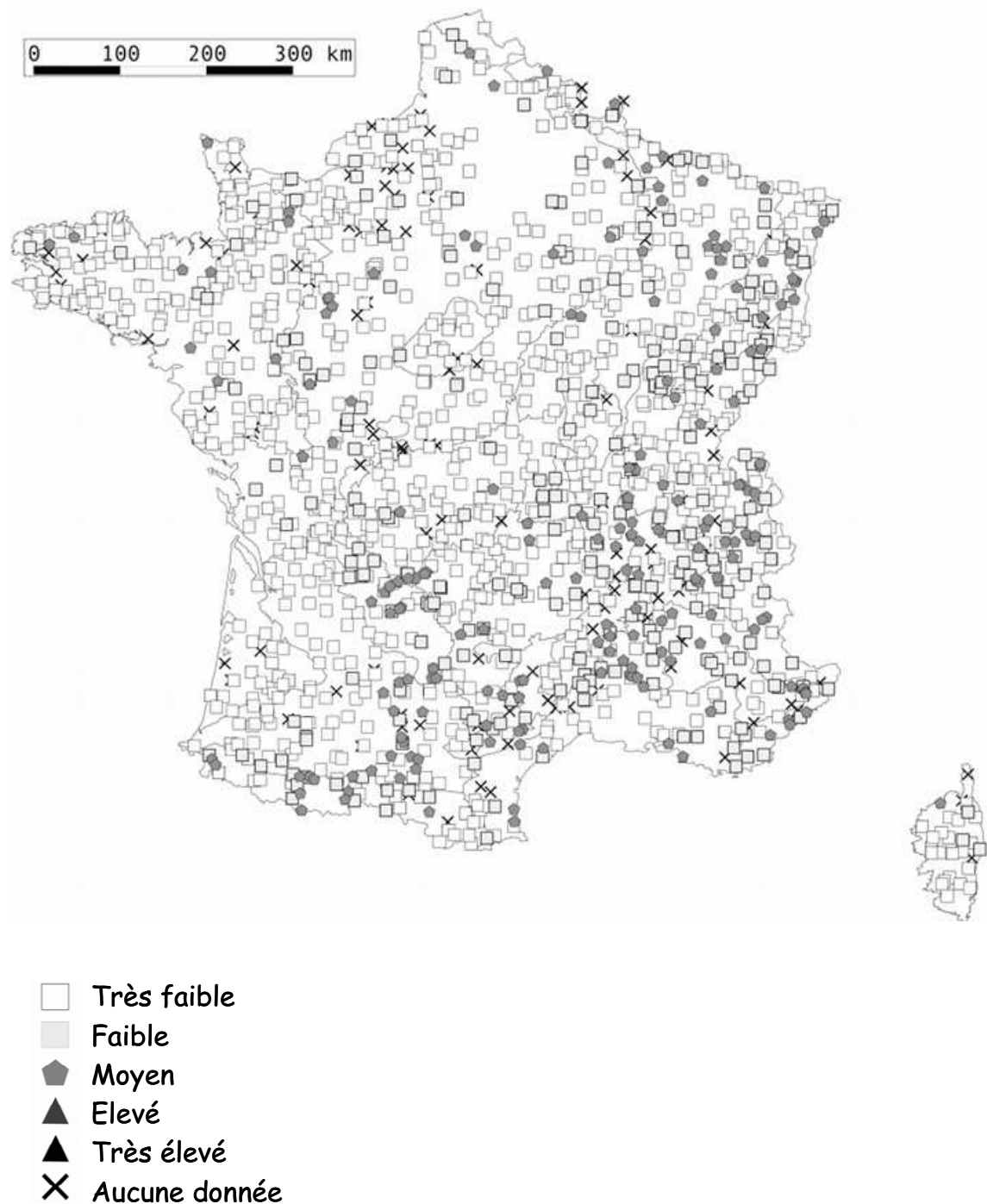


Annexe I : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité physico-chimique des sites biologiquement suivis, pour 11 catégories de pression physico-chimique : 11 - Autres micropolluants organiques

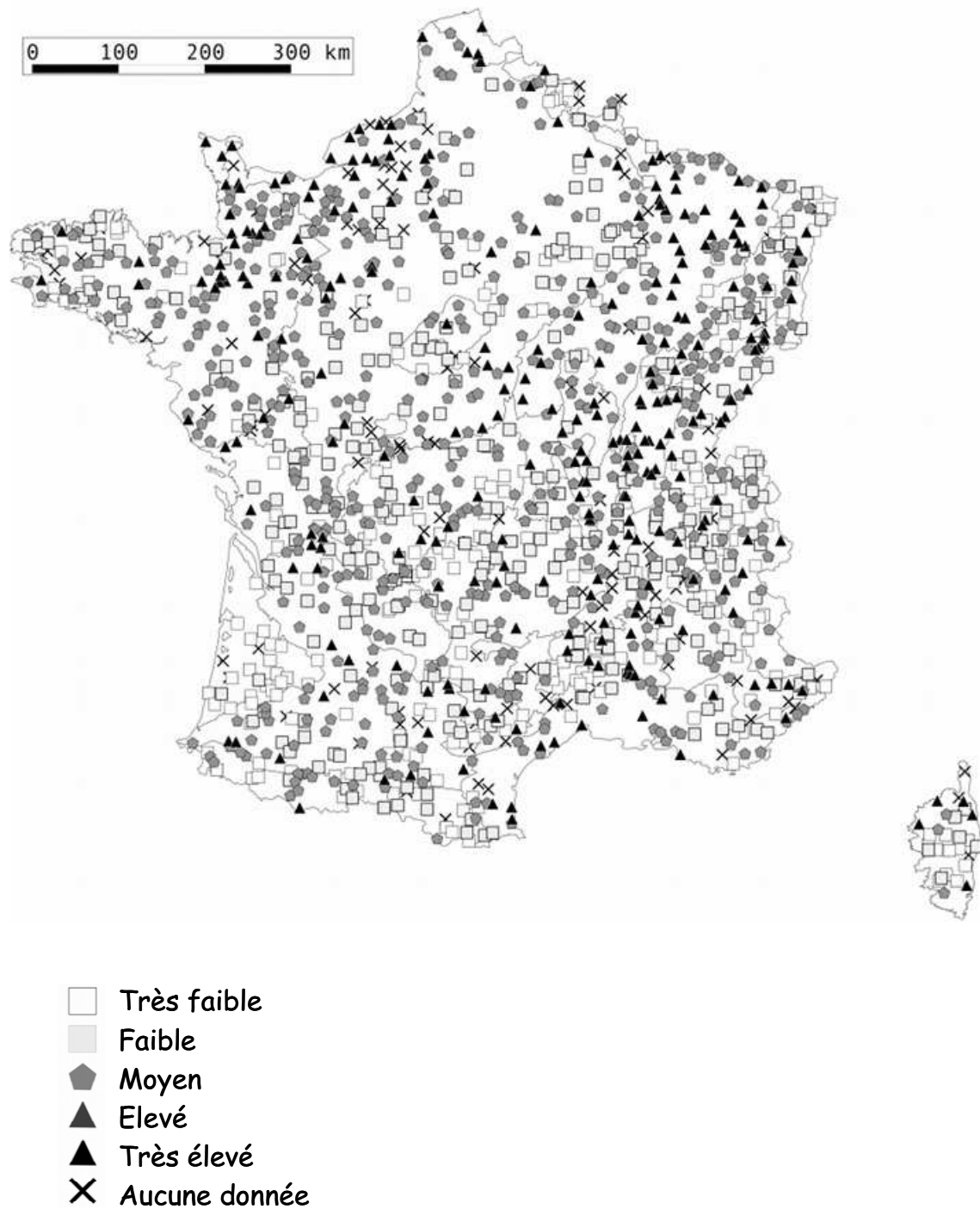


"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

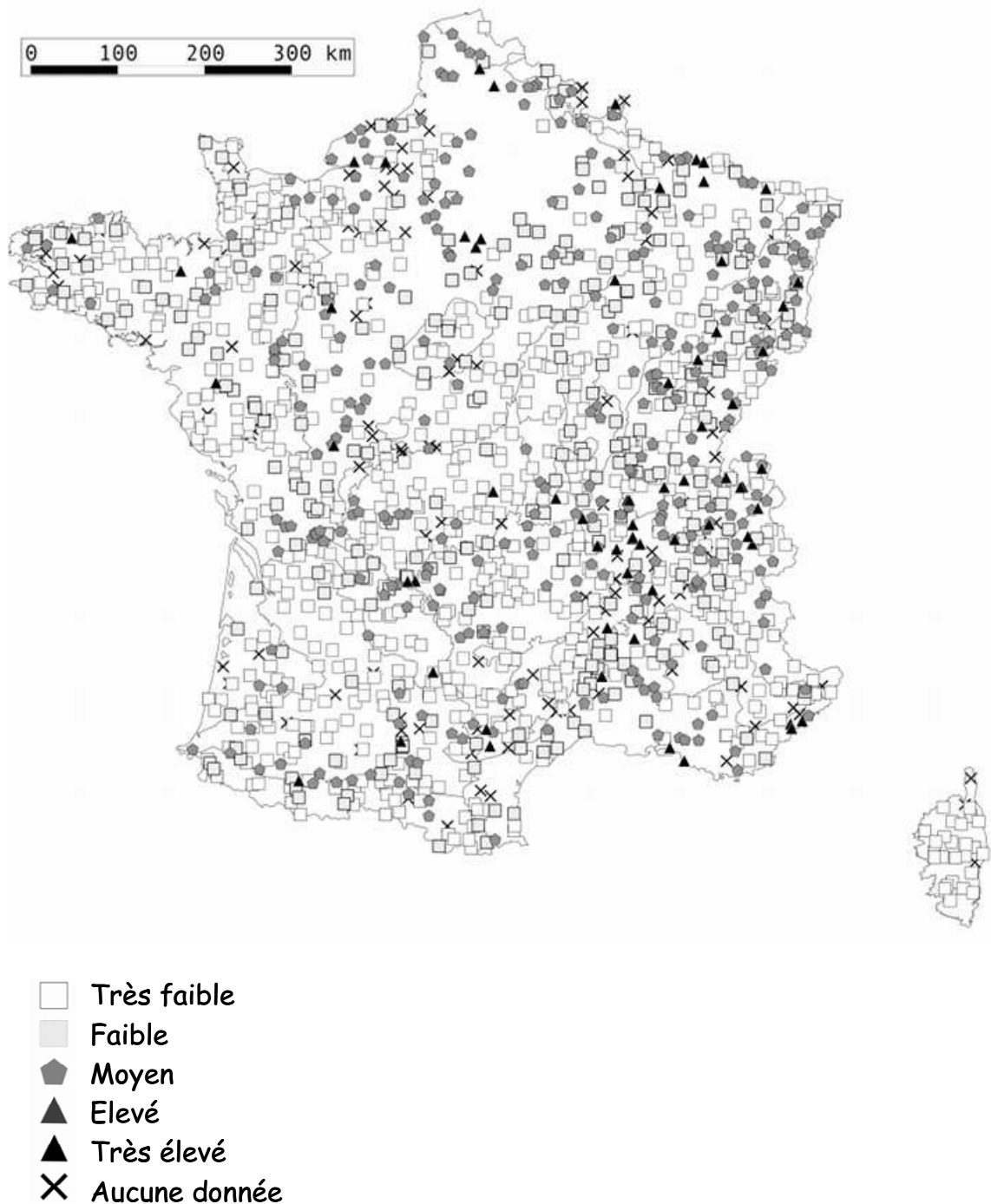
Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 1 - Voies de communication dans le lit mineur



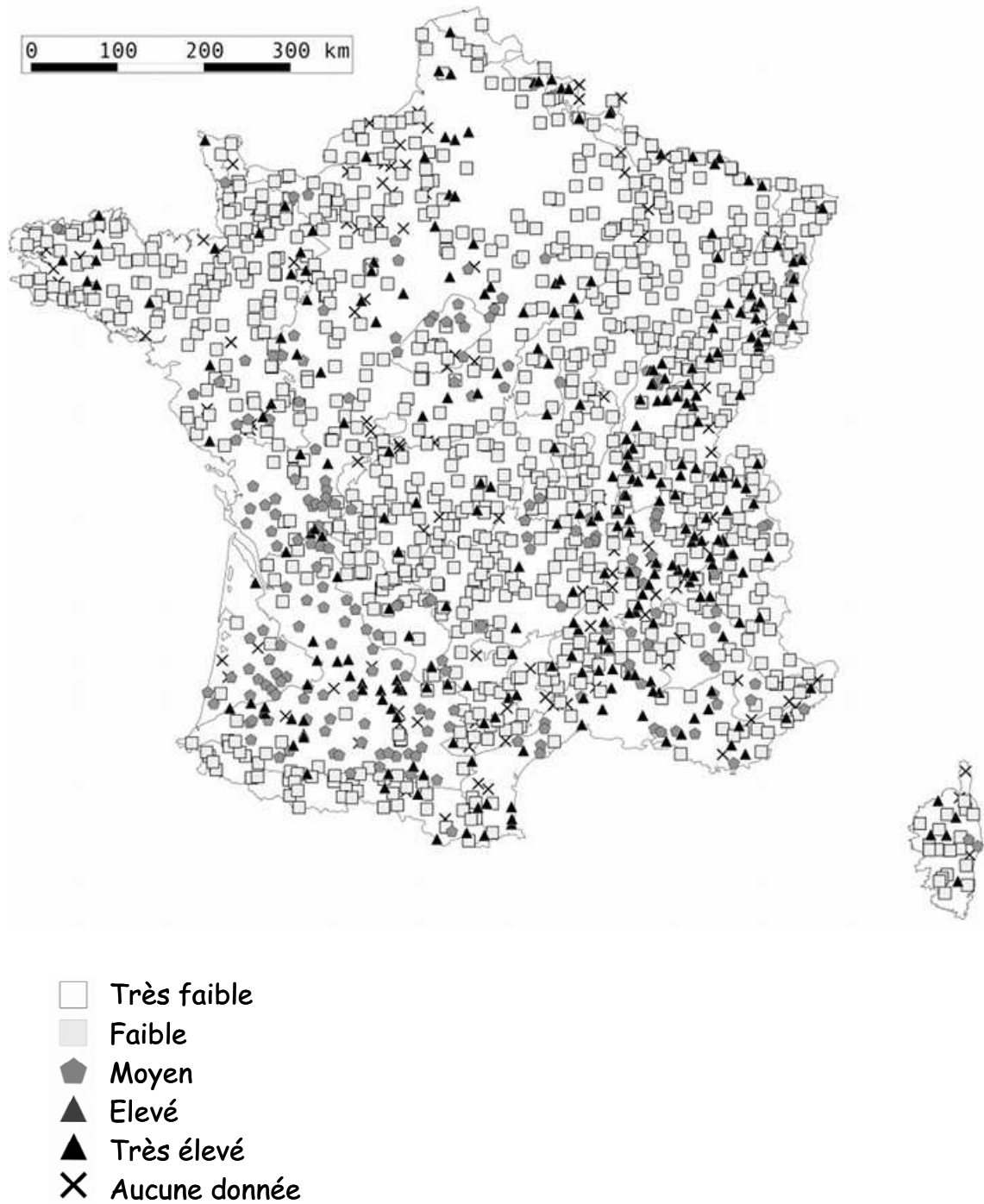
Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 2 - Taux de couverture forestière



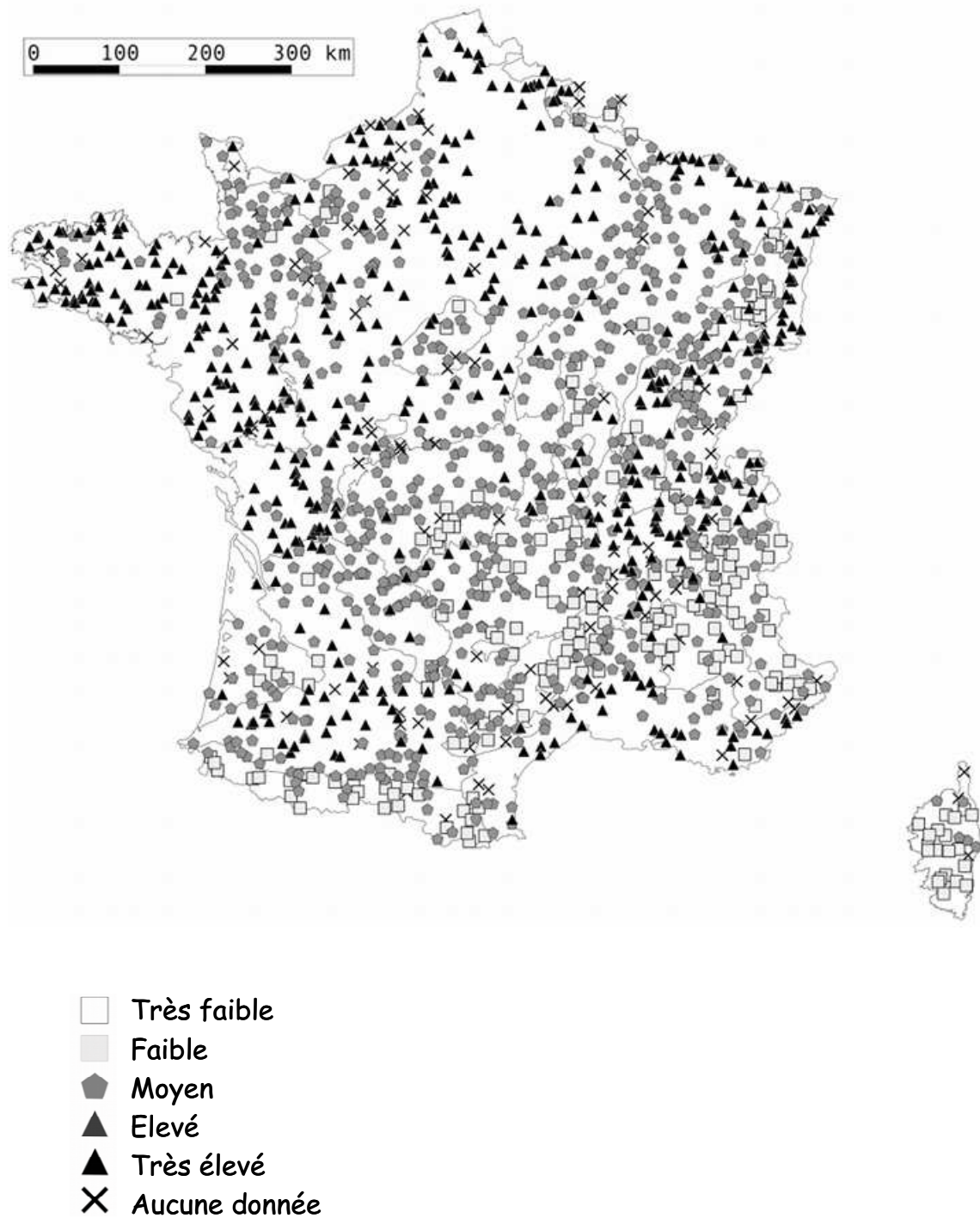
Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 3 - Taux d'urbanisation



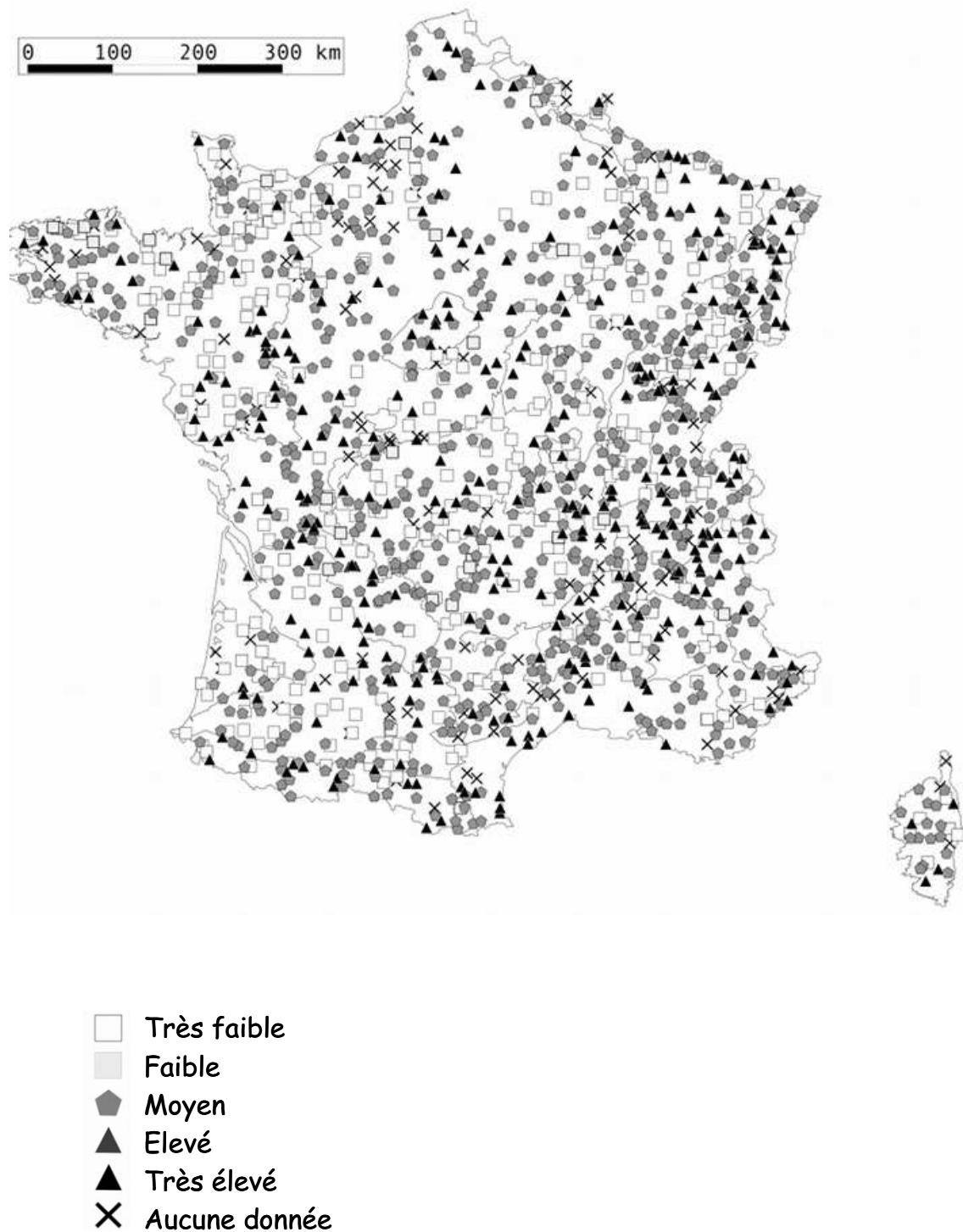
Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 4 - Instabilité hydrologique



Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 5 - Degré d'anthropisation



Annexe II : Etat cartographique des informations disponibles en décembre 2010 sur le niveau de qualité hydromorphologique des sites biologiquement suivis, pour 6 catégories de pression hydromorphologique : 6 - Rectification



Annexe III : Liste des métriques biologiques testées, échelle d'observation et sens de variation de chaque métrique le long d'un gradient de dégradation croissant, lorsque la réponse de cette métrique est significative, pour 17 catégories de pression. « + » = métrique qui augmente en situation d'impact anthropique ; « - » = métrique qui diminue en situation d'impact anthropique ; « 0 » métrique sans différence significative entre « bon état » et « état perturbé ».

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1	Original BMWP	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	Revised BMWP	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	Original ASPT	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	Revised ASPT	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	BBI index value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	TAX value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	EPT value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	NST value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	SWD value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	MTS value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	MMIF score	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	Variety class	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	GFI	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	IBGN index value	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	SPEARpest_number	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	SPEARpest_number%	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	SPEARpest_abundance	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	SPEARpest_abundance%	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	Bivalvia (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
20	Bryozoa (%S)	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-
21	Cnidaria (%S)	Station	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
22	Coleoptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	Crustacea (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
24	Diptera (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
25	Ephemeroptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	Gastropoda (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
27	Hemiptera (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
28	Hirudinea (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
29	Hydracari (%S)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
30	Hymenoptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	Lepidoptera (%S)	Station	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	0	-	+	0	0	0	0	+	0
32	Megaloptera (%S)	Station	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	0	-	-	-	-	-	-	-
33	Nemathelminthes (%S)	Station	-	+	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
34	Nemertea (%S)	Station	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35	Odonata (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
36	Oligochaeta (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
37	Planipennia (%S)	Station	0	+	+	+	-	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
38	Plecoptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	Porifera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40	Trichoptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
41	Turbellaria (%S)	Station	-	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
42	Bivalvia (%Q)	Station	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
43	Bryozoa (%Q)	Station	-	+	-	-	+	0	-	-	+	+	+	+	-	0	-	+	-	0	-
44	Cnidaria (%Q)	Station	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
45	Coleoptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
46	Crustacea (%Q)	Station	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
47	Diptera (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
48	Ephemeroptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49	Gastropoda (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
50	Hemiptera (%Q)	Station	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
51	Hirudinea (%Q)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
52	Hydracari (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
53	Hymenoptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
54	Lepidoptera (%Q)	Station	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	0	-	+	-	-	-	-	+	0
55	Megaloptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
56	Nemathelminthes (%Q)	Station	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
57	Nemertea (%Q)	Station	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
58	Odonata (%Q)	Station	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	0	-	-	+	-	+	+	+	+
59	Oligochaeta (%Q)	Station	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-
60	Planipennia (%Q)	Station	0	+	+	+	-	+	-	0	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matieres Azotees (hors Nitrates)	Nitrates	Matieres Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
61	Plecoptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
62	Porifera (%Q)	Station	+	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
63	Trichoptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
64	Turbellaria (%Q)	Station	+	-	0	+	-	-	-	-	+	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
65	EP (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
66	EPT (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67	EPTC (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
68	EPT/Diptera (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
69	EP (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
70	EPT (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
71	EPTC (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
72	EPT/Diptera (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
73	EPT/Oligo (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
74	EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
75	Richness	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
76	Shannon	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
77	Pielou	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
78	Simpson (1-D)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
79	Simpson (1/D)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80	Rao (taxo)	Station	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	-
81	Présence d'exotiques	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
82	Profil des exotiques	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
83	Risque d'invasion	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
84	>= 0-0,5 mg MS	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
85	>= 0,5-2 mg MS	Station	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
86	>= 2-8 mg MS	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
87	>= 8-32 mg MS	Station	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
88	>= 32-128 mg MS	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
89	>= 128-512 mg MS	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
90	>= 512-2048 mg MS	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	0	-	+	-	-
91	>= 2048 mg MS	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
92	>= 0,25 cm	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
93	>= 0,25-0,5 cm	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
94	>= 0,5-1 cm	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
95	>= 1-2 cm	Station	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
96	>= 2-4 cm	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
97	>= 4-8 cm	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
98	>= 8 cm	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
99	<= 1 year	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
100	>= 1 year	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
101	>= 1	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
102	1	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
103	>= 1	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
104	egg	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
105	larva	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
106	nymph	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
107	adult	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
108	ovoviviparity	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
109	isolated eggs, free	Station	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
110	isolated eggs, cemented	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
111	clutches cemented or fixed	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
112	clutches, free	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
113	clutches, in vegetation	Station	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
114	clutches, terrestrial	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
115	asexual reproduction	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
116	aquatic passive	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
117	aquatic active	Station	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+
118	aerial passive	Station	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
119	aerial active	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
120	eggs statoblasts	Station	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rpisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
121	cocoons	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
122	housings against desiccation	Station	+	+	+	+	0	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
123	diapause or dormancy	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
124	none	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
125	tegument	Station	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
126	gill	Station	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
127	plastron	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
128	spiracle	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
129	hydrostatic vesicle	Station	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-
130	flier	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
131	surface swimmer	Station	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
132	full water swimmer	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
133	crawler	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
134	burrower	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
135	interstitial	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
136	temporarily attached	Station	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
137	permanently attached	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
138	microorganisms	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
139	detritus < 1mm	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
140	dead plant >= 1mm	Station	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
141	living microphytes	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
142	living macrophytes	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
143	dead animal >= 1mm	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
144	living microinvertebrates	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
145	living macroinvertebrates	Station	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
146	vertebrates	Station	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
147	absorber	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
148	deposit feeder	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
149	shredder	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
150	scraper	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
151	filter feeder	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
152	piercer	Station	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
153	predator	Station	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
154	parasite	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
155	river channel	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
156	banks, connected side arms	Station	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	+	+	+
157	ponds, pools, disconnected side arms	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
158	marshes, peat bogs	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
159	temporary waters	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
160	lakes	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
161	groundwaters	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
162	crenon	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
163	epirithron	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
164	metarithron	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
165	hyporithron	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
166	epipotamon	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
167	metapotamon	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
168	estuary	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
169	outside river system	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
170	lowlands	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
171	piedmont level	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
172	alpine level	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
173	Ecorégion:2 Pyrénées	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
174	Ecorégion:4 Alps	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ecorégion:8 Vosges, Jura & Massif Central	Station	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
175		Station	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
176	Ecorégion:13a lowlands oceanic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Ecorégion:13b lowlands mediterranean	Station	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
177		Station	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
178	flags boulders cobbles pebbles	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
179	gravel	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
180	sand	Station	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
181	silt	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
182	macrophytes	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
183	microphytes	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
184	twigs roots	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
185	organic detritus litter	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
186	mud	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
187	null	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
188	slow < 25 cm/s	Station	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
189	medium >= 25-50 cm/s	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
190	fast >= 50 cm s	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
191	oligotrophic	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
192	mesotrophic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
193	eutrophic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
194	freshwater	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
195	brackish water	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
196	cold < 15°C	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
197	warm >= 15°C	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
198	eurythermic	Station	+	+	+	+	0	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
199	xenosaprobic	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
200	oligosaprobic	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
201	β mesosaprobic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
202	α mesosaprobic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
203	polysaprobic	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
204	< 4	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
205	>= 4-4,5	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
206	>= 4,5-5	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
207	>= 5-5,5	Station	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+	+
208	>= 5,5-6	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
209	>= 6	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
210	Spécialisation: Altitude	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
211	Spécialisation: Aquatic stages	Station	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
212	Spécialisation: Biogeographic regions	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
213	Spécialisation: Current velocity (preferendum)	Station	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
214	Spécialisation: Dispersal	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
215	Spécialisation: Feeding habits	Station	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
216	Spécialisation: Food	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
217	Spécialisation: Life cycle duration	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
218	Spécialisation: Locomotion and substrate relation	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
219	Spécialisation: Longitudinal distribution	Station	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
220	Spécialisation: Maximal potential dry weight	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
221	Spécialisation: Maximal potential size	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
222	Spécialisation: pH (preferendum)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
223	Spécialisation: Potential number of cycles per year	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
224	Spécialisation: Reproduction	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
225	Spécialisation: Resistance forms	Station	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
226	Spécialisation: Respiration	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
227	Spécialisation: Salinity (preferendum)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
228	Spécialisation: Saprobity	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
229	Spécialisation: Substrate (preferendum)	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
230	Spécialisation: Temperature (preferendum)	Station	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+
231	Spécialisation: Transversal distribution	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
232	Spécialisation: Trophic status (preferendum)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
233	Recouvrement: Altitude	Station	+	+	+	+	0	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
234	Recouvrement: Aquatic stages	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
235	Recouvrement: Biogeographic regions	Station	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
236	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	Station	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
237	Recouvrement: Dispersal	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
238	Recouvrement: Feeding habits	Station	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
239	Recouvrement: Food	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
240	Recouvrement: Life cycle duration	Station	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
241	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
242	Recouvrement: Longitudinal distribution	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
243	Recouvrement: Maximal potential dry weight	Station	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-
244	Recouvrement: Maximal potential size	Station	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+
245	Recouvrement: pH (preferendum)	Station	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+
246	Recouvrement: Potential number of cycles per year	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
247	Recouvrement: Reproduction	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
248	Recouvrement: Resistance forms	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
249	Recouvrement: Respiration	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
250	Recouvrement: Salinity (preferendum)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
251	Recouvrement: Saprobity	Station	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
252	Recouvrement: Substrate (preferendum)	Station	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
253	Recouvrement: Temperature (preferendum)	Station	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
254	Recouvrement: Transversal distribution	Station	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-
255	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	Station	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
256	Indice de Rao intra-communautaire (Altitude)	Station	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
257	Indice de Rao intra-communautaire (Aquatic stages)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
258	Indice de Rao intra-communautaire (Biogeographic regions)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
259	Indice de Rao intra-communautaire (Current velocity (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
260	Indice de Rao intra-communautaire (Dispersal)	Station	+	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
261	Indice de Rao intra-communautaire (Feeding habits)	Station	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
262	Indice de Rao intra-communautaire (Food)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
263	Indice de Rao intra-communautaire (Life cycle duration)	Station	-	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
264	Indice de Rao intra-communautaire (Locomotion and substrate relation)	Station	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
265	Indice de Rao intra-communautaire (Longitudinal distribution)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
266	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
267	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential size)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
268	Indice de Rao intra-communautaire (pH (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
269	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
270	Indice de Rao intra-communautaire (Reproduction)	Station	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
271	Indice de Rao intra-communautaire (Resistance forms)	Station	+	+	+	+	0	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
272	Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
273	Indice de Rao intra-communautaire (Salinity (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
274	Indice de Rao intra-communautaire (Saprobity)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
275	Indice de Rao intra-communautaire (Substrate (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
276	Indice de Rao intra-communautaire (Temperature (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
277	Indice de Rao intra-communautaire (Transversal distribution)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
278	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
279	Indice de Rao intra-communautaire (tous traits)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
280	Groupe bio a (%S)	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
281	Groupe bio b (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
282	Groupe bio c (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
283	Groupe bio d (%S)	Station	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
284	Groupe bio e (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
285	Groupe bio f (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
286	Groupe bio g (%S)	Station	-	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
287	Groupe bio h (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
288	Sous-Groupe bio a (%S)	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-
289	Sous-Groupe bio b1 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
290	Sous-Groupe bio b2 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
291	Sous-Groupe bio c1 (%S)	Station	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+
292	Sous-Groupe bio c2 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
293	Sous-Groupe bio d1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
294	Sous-Groupe bio d2 (%S)	Station	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
295	Sous-Groupe bio e1 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
296	Sous-Groupe bio e2 (%S)	Station	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
297	Sous-Groupe bio e3 (%S)	Station	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
298	Sous-Groupe bio f (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
299	Sous-Groupe bio g1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
300	Sous-Groupe bio g2 (%S)	Station	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+
301	Sous-Groupe bio g3 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
302	Sous-Groupe bio h (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
303	Groupe bio a (%Q)	Station	+	+	0	+	+	0	+	0	+	0	-	+	+	0	0	0	0	0	0
304	Groupe bio b (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
305	Groupe bio c (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
306	Groupe bio d (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
307	Groupe bio e (%Q)	Station	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
308	Groupe bio f (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
309	Groupe bio g (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
310	Groupe bio h (%Q)	Station	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
311	Sous-Groupe bio a (%Q)	Station	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
312	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
313	Sous-Groupe bio b2 (%Q)	Station	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
314	Sous-Groupe bio c1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
315	Sous-Groupe bio c2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
316	Sous-Groupe bio d1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
317	Sous-Groupe bio d2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
318	Sous-Groupe bio e1 (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
319	Sous-Groupe bio e2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
320	Sous-Groupe bio e3 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
321	Sous-Groupe bio f (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
322	Sous-Groupe bio g1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
323	Sous-Groupe bio g2 (%Q)	Station	+	+	0	+	+	-	-	-	-	-	-	0	-	-	0	0	-	-	-
324	Sous-Groupe bio g3 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
325	Sous-Groupe bio h (%Q)	Station	-	+	-	+	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	+	+
326	Groupe eco A (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
327	Groupe eco B (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
328	Groupe eco C (%S)	Station	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-
329	Groupe eco D (%S)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
330	Groupe eco E (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
331	Groupe eco F (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
332	Groupe eco G (%S)	Station	-	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	+
333	Sous-Groupe eco A (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
334	Sous-Groupe eco B1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
335	Sous-Groupe eco B2 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
336	Sous-Groupe eco C1 (%S)	Station	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
337	Sous-Groupe eco C2 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
338	Sous-Groupe eco D1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
339	Sous-Groupe eco D2 (%S)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
340	Sous-Groupe eco E (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rp/sylve	Urbanisation 100m	Risque de Coïtage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
341	Sous-Groupe eco F1 (%S)	Station	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-
342	Sous-Groupe eco F2 (%S)	Station	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+
343	Sous-Groupe eco F3 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
344	Sous-Groupe eco G1 (%S)	Station	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
345	Sous-Groupe eco G2 (%S)	Station	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
346	Groupe eco A (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
347	Groupe eco B (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
348	Groupe eco C (%Q)	Station	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
349	Groupe eco D (%Q)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
350	Groupe eco E (%Q)	Station	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
351	Groupe eco F (%Q)	Station	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
352	Groupe eco G (%Q)	Station	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
353	Sous-Groupe eco A (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
354	Sous-Groupe eco B1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
355	Sous-Groupe eco B2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
356	Sous-Groupe eco C1 (%Q)	Station	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
357	Sous-Groupe eco C2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
358	Sous-Groupe eco D1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
359	Sous-Groupe eco D2 (%Q)	Station	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
360	Sous-Groupe eco E (%Q)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
361	Sous-Groupe eco F1 (%Q)	Station	+	+	0	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
362	Sous-Groupe eco F2 (%Q)	Station	+	+	+	+	+	0	-	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+
363	Sous-Groupe eco F3 (%Q)	Station	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
364	Sous-Groupe eco G1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
365	Sous-Groupe eco G2 (%Q)	Station	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
366	Groupe bio-eco α (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
367	Groupe bio-eco β (%S)	Station	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
368	Groupe bio-eco δ (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
369	Groupe bio-eco ε (%S)	Station	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
370	Groupe bio-eco γ (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
371	Groupe bio-eco ζ (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
372	Sous-Groupe bio-eco α1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
373	Sous-Groupe bio-eco α2 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
374	Sous-Groupe bio-eco β (%S)	Station	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
375	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%S)	Station	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
376	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
377	Sous-Groupe bio-eco ε (%S)	Station	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
378	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%S)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
379	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
380	Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
381	Groupe bio-eco α (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
382	Groupe bio-eco β (%Q)	Station	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
383	Groupe bio-eco δ (%Q)	Station	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
384	Groupe bio-eco ε (%Q)	Station	+	+	+	+	+	0	-	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+
385	Groupe bio-eco γ (%Q)	Station	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
386	Groupe bio-eco ζ (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
387	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
388	Sous-Groupe bio-eco α2 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
389	Sous-Groupe bio-eco β (%Q)	Station	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
390	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
391	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%Q)	Station	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
392	Sous-Groupe bio-eco ε (%Q)	Station	+	+	+	+	+	0	-	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+
393	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%Q)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
394	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%Q)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
395	Sous-Groupe bio-eco ζ (%Q)	Station	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
396	Diversité biologique (Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
397	Diversité biologique (Sous-Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
398	Diversité écologique (Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
399	Diversité écologique (Sous-Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
400	Diversité bio-écologique (Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Métriques biologiques																		
			Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
401	Diversité bio-écologique (Sous-Groupes)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
402	Total Biomass (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
403	absorber (dry weight)	Station	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
404	deposit feeder (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
405	shredder (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
406	scraper (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
407	filter feeder (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
408	piercer (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
409	predator (dry weight)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
410	parasite (dry weight)	Station	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
411	absorber (% of biomass)	Station	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
412	deposit feeder (% of biomass)	Station	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
413	shredder (% of biomass)	Station	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
414	scraper (% of biomass)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
415	filter feeder (% of biomass)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
416	piercer (% of biomass)	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
417	predator (% of biomass)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
418	parasite (% of biomass)	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
419	met16[<i>row names</i> (met1),]	Station	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
420	Specificite du Bocal 1	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
421	Specificite du Bocal 2	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
422	Specificite du Bocal 3	Station	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
423	SPEARpest_number	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
424	SPEARpest_number%	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
425	SPEARpest_abundance	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
426	SPEARpest_abundance%	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
427	Bivalvia (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
428	Bryozoa (%S)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-
429	Cnidaria (%S)	B1	0	+	0	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
430	Coleoptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
431	Crustacea (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
432	Diptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
433	Ephemeroptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
434	Gastropoda (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
435	Hemiptera (%S)	B1	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-
436	Hirudinea (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
437	Hydracari (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-
438	Hymenoptera (%S)	B1	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
439	Lepidoptera (%S)	B1	+	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
440	Megaloptera (%S)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
441	Nemathelminthes (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
442	Nemertea (%S)	B1	+	0	0	0	0	-	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0
443	Odonata (%S)	B1	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+
444	Oligochaeta (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
445	Planipennia (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+	0	+	0	+	+	+	+
446	Plecoptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
447	Porifera (%S)	B1	0	+	+	+	-	+	0	0	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+
448	Trichoptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
449	Turbellaria (%S)	B1	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	+	+
450	Bivalvia (%Q)	B1	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
451	Bryozoa (%Q)	B1	+	0	-	-	+	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-
452	Cnidaria (%Q)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
453	Coleoptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
454	Crustacea (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
455	Diptera (%Q)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
456	Ephemeroptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
457	Gastropoda (%Q)	B1	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
458	Hemiptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
459	Hirudinea (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
460	Hydracari (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rpisylve	Urbanisation 100m	Risque de Coïtage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
461	Hymenoptera (%Q)	B1	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-
462	Lepidoptera (%Q)	B1	+	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	0
463	Megaloptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
464	Nemathelminthes (%Q)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
465	Nemertea (%Q)	B1	+	0	0	-	0	0	-	0	-	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0
466	Odonata (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
467	Oligochaeta (%Q)	B1	-	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
468	Planipennia (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	-	+	+	0	0	+	-	+	0	+	+	+	+
469	Plecoptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
470	Porifera (%Q)	B1	0	+	+	+	-	+	0	0	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+
471	Trichoptera (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
472	Turbellaria (%Q)	B1	+	0	-	-	-	-	-	-	+	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-
473	EP (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
474	EPT (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
475	EPTC (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
476	EPT/Diptera (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
477	EP (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
478	EPT (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
479	EPTC (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
480	EPT/Diptera (%Q)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
481	EPT/Oligo (%Q)	B1	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
482	EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
483	Richness	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
484	Shannon	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
485	Pielou	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
486	Simpson (1-D)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
487	Simpson (1/D)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
488	Rao (taxo)	B1	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
489	>= 0-0,5 mg MS	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
490	>= 0,5-2 mg MS	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
491	>= 2-8 mg MS	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
492	>= 8-32 mg MS	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
493	>= 32-128 mg MS	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
494	>= 128-512 mg MS	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
495	>= 512-2048 mg MS	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-	-
496	>= 2048 mg MS	B1	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
497	>= 0,25 cm	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
498	>= 0,25-0,5 cm	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
499	>= 0,5-1 cm	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
500	>= 1-2 cm	B1	+	-	-	+	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
501	>= 2-4 cm	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
502	>= 4-8 cm	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
503	>=8 cm	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
504	<= 1 year	B1	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
505	>= 1 year	B1	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
506	>= 1	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
507	1	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
508	>= 1	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
509	egg	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
510	larva	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
511	nymph	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
512	adult	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
513	ovoviviparity	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
514	isolated eggs, free	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
515	isolated eggs, cemented	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
516	clutches cemented or fixed	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
517	clutches, free	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
518	clutches, in vegetation	B1	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
519	clutches, terrestrial	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
520	asexual reproduction	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rpysylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
521	aquatic passive	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
522	aquatic active	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
523	aerial passive	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
524	aerial active	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
525	eggs statoblasts	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
526	cocoons	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
527	housing against desiccation	B1	0	+	-	+	-	-	+	0	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+
528	diapause or dormancy	B1	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
529	none	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
530	tegument	B1	-	+	-	+	-	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+
531	gill	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
532	plastron	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
533	spiracle	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
534	hydrostatic vesicle	B1	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
535	flier	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
536	surface swimmer	B1	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
537	full water swimmer	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
538	crawler	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
539	burrower	B1	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
540	interstitial	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
541	temporarily attached	B1	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
542	permanently attached	B1	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+
543	microorganisms	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
544	detritus < 1mm	B1	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-
545	dead plant >= 1mm	B1	-	-	+	-	0	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
546	living microphytes	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
547	living macrophytes	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
548	dead animal >= 1mm	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
549	living microinvertebrates	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
550	living macroinvertebrates	B1	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
551	vertebrates	B1	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
552	absorber	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
553	deposit feeder	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
554	shredder	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
555	scraper	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
556	filter feeder	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
557	piercer	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
558	predator	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
559	parasite	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
560	river channel	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
561	banks, connected side arms	B1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
562	ponds, pools, disconnected side arms	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
563	marshes, peat bogs	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
564	temporary waters	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
565	lakes	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
566	groundwaters	B1	-	+	-	+	-	+	+	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	+
567	crenon	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
568	epirithron	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
569	metarithron	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
570	hyporithron	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
571	epipotamon	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
572	metapotamon	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
573	estuary	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
574	outside river system	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
575	lowlands	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
576	piedmont level	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
577	alpine level	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
578	Ecorégion:2 Pyrénées	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
579	Ecorégion:4 Alps	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
580	Ecorégion:8 Vosges, Jura & Massif Central	B1	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Collatrage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
581	Ecorégion:13a lowlands oceanic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
582	Ecorégion:13b lowlands mediterranean	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
583	flags boulders cobbles pebbles	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
584	gravel	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
585	sand	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
586	silt	B1	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
587	macrophytes	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
588	microphytes	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
589	twigs roots	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
590	organic detritus litter	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
591	mud	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
592	null	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
593	slow < 25 cm/s	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
594	medium >= 25-50 cm/s	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
595	fast >= 50 cm s	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
596	oligotrophic	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
597	mesotrophic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
598	eutrophic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
599	freshwater	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
600	brackish water	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
601	cold < 15°C	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
602	warm >= 15°C	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
603	eurythermic	B1	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-
604	xenosaprobic	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
605	oligosaprobic	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
606	β mesosaprobic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
607	α mesosaprobic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
608	polysaprobic	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
609	< 4	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
610	>= 4-4,5	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
611	>= 4,5-5	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
612	>= 5-5,5	B1	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+
613	>= 5,5-6	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
614	>= 6	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
615	Specialisation: Altitude	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
616	Specialisation: Aquatic stages	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
617	Specialisation: Biogeographic regions	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
618	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B1	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-
619	Specialisation: Dispersal	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
620	Specialisation: Feeding habits	B1	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
621	Specialisation: Food	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
622	Specialisation: Life cycle duration	B1	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
623	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
624	Specialisation: Longitudinal distribution	B1	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
625	Specialisation: Maximal potential dry weight	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
626	Specialisation: Maximal potential size	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
627	Specialisation: pH (preferendum)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
628	Specialisation: Potential number of cycles per year	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
629	Specialisation: Reproduction	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
630	Specialisation: Resistance forms	B1	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
631	Specialisation: Respiration	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
632	Specialisation: Salinity (preferendum)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
633	Specialisation: Saprobity	B1	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
634	Specialisation: Substrate (preferendum)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
635	Specialisation: Temperature (preferendum)	B1	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+
636	Specialisation: Transversal distribution	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
637	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
638	Recouvrement: Altitude	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
639	Recouvrement: Aquatic stages	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
640	Recouvrement: Biogeographic regions	B1	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
641	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B1	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
642	Recouvrement: Dispersal	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
643	Recouvrement: Feeding habits	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
644	Recouvrement: Food	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
645	Recouvrement: Life cycle duration	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
646	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
647	Recouvrement: Longitudinal distribution	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
648	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B1	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-
649	Recouvrement: Maximal potential size	B1	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+
650	Recouvrement: pH (preferendum)	B1	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+
651	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
652	Recouvrement: Reproduction	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
653	Recouvrement: Resistance forms	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
654	Recouvrement: Respiration	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
655	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
656	Recouvrement: Saprobity	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
657	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B1	-	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
658	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B1	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
659	Recouvrement: Transversal distribution	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
660	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
661	Indice de Rao intra-communautaire (Altitude)	B1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
662	Indice de Rao intra-communautaire (Aquatic stages)	B1	+	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
663	Indice de Rao intra-communautaire (Biogeographic regions)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
664	Indice de Rao intra-communautaire (Current velocity (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
665	Indice de Rao intra-communautaire (Dispersal)	B1	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
666	Indice de Rao intra-communautaire (Feeding habits)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
667	Indice de Rao intra-communautaire (Food)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
668	Indice de Rao intra-communautaire (Life cycle duration)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
669	Indice de Rao intra-communautaire (Locomotion and substrate relation)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
670	Indice de Rao intra-communautaire (Longitudinal distribution)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
671	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
672	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential size)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
673	Indice de Rao intra-communautaire (pH (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
674	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
675	Indice de Rao intra-communautaire (Reproduction)	B1	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-
676	Indice de Rao intra-communautaire (Resistance forms)	B1	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-
677	Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
678	Indice de Rao intra-communautaire (Salinity (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
679	Indice de Rao intra-communautaire (Saprobity)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
680	Indice de Rao intra-communautaire (Substrate (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Métriques biologiques																		
			Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
681	Indice de Rao intra-communautaire (Temperature (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
682	Indice de Rao intra-communautaire (Transversal distribution)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
683	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
684	Indice de Rao intra-communautaire (tous traits)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
685	Groupe bio a (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-
686	Groupe bio b (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
687	Groupe bio c (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
688	Groupe bio d (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
689	Groupe bio e (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
690	Groupe bio f (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
691	Groupe bio g (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
692	Groupe bio h (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
693	Sous-Groupe bio a (%S)	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-
694	Sous-Groupe bio b1 (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
695	Sous-Groupe bio b2 (%S)	B1	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
696	Sous-Groupe bio c1 (%S)	B1	-	+	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
697	Sous-Groupe bio c2 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
698	Sous-Groupe bio d1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
699	Sous-Groupe bio d2 (%S)	B1	+	-	+	-	+	-	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+
700	Sous-Groupe bio e1 (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
701	Sous-Groupe bio e2 (%S)	B1	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
702	Sous-Groupe bio e3 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
703	Sous-Groupe bio f (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
704	Sous-Groupe bio g1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
705	Sous-Groupe bio g2 (%S)	B1	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
706	Sous-Groupe bio g3 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
707	Sous-Groupe bio h (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
708	Groupe bio a (%Q)	B1	+	0	-	-	+	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-
709	Groupe bio b (%Q)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
710	Groupe bio c (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
711	Groupe bio d (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
712	Groupe bio e (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
713	Groupe bio f (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
714	Groupe bio g (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
715	Groupe bio h (%Q)	B1	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
716	Sous-Groupe bio a (%Q)	B1	+	0	-	-	+	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-
717	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
718	Sous-Groupe bio b2 (%Q)	B1	+	+	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-
719	Sous-Groupe bio c1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
720	Sous-Groupe bio c2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
721	Sous-Groupe bio d1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
722	Sous-Groupe bio d2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
723	Sous-Groupe bio e1 (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
724	Sous-Groupe bio e2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
725	Sous-Groupe bio e3 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
726	Sous-Groupe bio f (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
727	Sous-Groupe bio g1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
728	Sous-Groupe bio g2 (%Q)	B1	0	-	0	+	+	-	0	-	-	-	-	0	-	0	-	0	0	0	-
729	Sous-Groupe bio g3 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
730	Sous-Groupe bio h (%Q)	B1	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
731	Groupe eco A (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
732	Groupe eco B (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
733	Groupe eco C (%S)	B1	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
734	Groupe eco D (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
735	Groupe eco E (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
736	Groupe eco F (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
737	Groupe eco G (%S)	B1	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
738	Sous-Groupe eco A (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
739	Sous-Groupe eco B1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
740	Sous-Groupe eco B2 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
741	Sous-Groupe eco C1 (%S)	B1	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
742	Sous-Groupe eco C2 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
743	Sous-Groupe eco D1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
744	Sous-Groupe eco D2 (%S)	B1	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
745	Sous-Groupe eco E (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
746	Sous-Groupe eco F1 (%S)	B1	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
747	Sous-Groupe eco F2 (%S)	B1	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
748	Sous-Groupe eco F3 (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
749	Sous-Groupe eco G1 (%S)	B1	-	-	-	-	0	-	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0
750	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B1	0	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
751	Groupe eco A (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
752	Groupe eco B (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
753	Groupe eco C (%Q)	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
754	Groupe eco D (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
755	Groupe eco E (%Q)	B1	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
756	Groupe eco F (%Q)	B1	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
757	Groupe eco G (%Q)	B1	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	0	+	+	-	+
758	Sous-Groupe eco A (%Q)	B1	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
759	Sous-Groupe eco B1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
760	Sous-Groupe eco B2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
761	Sous-Groupe eco C1 (%Q)	B1	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
762	Sous-Groupe eco C2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
763	Sous-Groupe eco D1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
764	Sous-Groupe eco D2 (%Q)	B1	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
765	Sous-Groupe eco E (%Q)	B1	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
766	Sous-Groupe eco F1 (%Q)	B1	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
767	Sous-Groupe eco F2 (%Q)	B1	+	+	0	+	+	0	+	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	+
768	Sous-Groupe eco F3 (%Q)	B1	+	+	-	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
769	Sous-Groupe eco G1 (%Q)	B1	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
770	Sous-Groupe eco G2 (%Q)	B1	0	+	0	+	+	-	-	0	+	0	-	0	-	0	0	+	+	0	0
771	Groupe bio-eco α (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
772	Groupe bio-eco β (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
773	Groupe bio-eco δ (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
774	Groupe bio-eco ε (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
775	Groupe bio-eco γ (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
776	Groupe bio-eco ζ (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
777	Sous-Groupe bio-eco α1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
778	Sous-Groupe bio-eco α2 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
779	Sous-Groupe bio-eco β (%S)	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
780	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
781	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
782	Sous-Groupe bio-eco ε (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
783	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%S)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
784	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
785	Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
786	Groupe bio-eco α (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
787	Groupe bio-eco β (%Q)	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
788	Groupe bio-eco δ (%Q)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
789	Groupe bio-eco ε (%Q)	B1	+	+	+	+	+	0	-	+	+	0	0	-	-	-	+	+	+	+	+
790	Groupe bio-eco γ (%Q)	B1	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matieres Organiques et Oxydables	Matieres Azotees (hors Nitrates)	Nitrates	Matieres Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
791	Groupe bio-eco ζ (%Q)	B1	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
792	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	B1	-	-	0	0	-	-	0	-	-	-	0	0	-	-	-	0	-	-	-
793	Sous-Groupe bio-eco α2 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
794	Sous-Groupe bio-eco β (%Q)	B1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
795	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
796	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%Q)	B1	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
797	Sous-Groupe bio-eco ε (%Q)	B1	+	+	+	+	+	0	-	+	+	0	0	-	-	-	+	+	+	+	+
798	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%Q)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
799	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%Q)	B1	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
800	Sous-Groupe bio-eco ζ (%Q)	B1	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
801	Diversite biologique (Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
802	Diversite biologique (Sous-Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
803	Diversite écologique (Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
804	Diversite écologique (Sous-Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
805	Diversite bio-écologique (Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
806	Diversite bio-écologique (Sous-Groupes)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
807	Total Biomass (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
808	absorber (dry weight)	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
809	deposit feeder (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
810	shredder (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
811	scraper (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
812	filter feeder (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
813	piercer (dry weight)	B1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
814	predator (dry weight)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
815	parasite (dry weight)	B1	-	+	-	+	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
816	absorber (% of biomass)	B1	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-
817	deposit feeder (% of biomass)	B1	-	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-
818	shredder (% of biomass)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
819	scraper (% of biomass)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
820	filter feeder (% of biomass)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
821	piercer (% of biomass)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
822	predator (% of biomass)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
823	parasite (% of biomass)	B1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
824	SPEARpest_number	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
825	SPEARpest_number%	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
826	SPEARpest_abundance	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
827	SPEARpest_abundance%	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
828	Bivalvia (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
829	Bryozoa (%S)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
830	Cnidaria (%S)	B2	+	+	+	+	-	0	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
831	Coleoptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
832	Crustacea (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
833	Diptera (%S)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
834	Ephemeroptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
835	Gastropoda (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
836	Hemiptera (%S)	B2	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
837	Hirudinea (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
838	Hydracari (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+
839	Hymenoptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
840	Lepidoptera (%S)	B2	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
841	Megaloptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
842	Nemathelminthes (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
843	Nemertea (%S)	B2	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	0
844	Odonata (%S)	B2	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
845	Oligochaeta (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
846	Planipennia (%S)	B2	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
847	Plecoptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
848	Porifera (%S)	B2	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
849	Trichoptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
850	Turbellaria (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
851	Bivalvia (%Q)	B2	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
852	Bryozoa (%Q)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
853	Cnidaria (%Q)	B2	+	+	+	+	-	0	-	+	-	0	0	+	-	+	0	+	+	+	+
854	Coleoptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
855	Crustacea (%Q)	B2	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
856	Diptera (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
857	Ephemeroptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
858	Gastropoda (%Q)	B2	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+
859	Hemiptera (%Q)	B2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
860	Hirudinea (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
861	Hydracari (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
862	Hymenoptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
863	Lepidoptera (%Q)	B2	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
864	Megaloptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
865	Nemathelminthes (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
866	Nemertea (%Q)	B2	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	0
867	Odonata (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
868	Oligochaeta (%Q)	B2	-	+	-	+	-	+	+	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-
869	Planipennia (%Q)	B2	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
870	Plecoptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
871	Porifera (%Q)	B2	0	0	0	-	0	0	-	0	-	0	0	0	-	0	-	0	0	0	0
872	Trichoptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
873	Turbellaria (%Q)	B2	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
874	EP (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
875	EPT (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
876	EPTC (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
877	EPT/Diptera (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
878	EP (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
879	EPT (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
880	EPTC (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
881	EPT/Diptera (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
882	EPT/Oligo (%Q)	B2	-	-	0	-	+	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-
883	EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
884	Richness	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
885	Shannon	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
886	Pielou	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
887	Simpson (1-D)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
888	Simpson (1/D)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
889	Rao (taxa)	B2	+	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
890	>= 0-0,5 mg MS	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
891	>= 0,5-2 mg MS	B2	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
892	>= 2-8 mg MS	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
893	>= 8-32 mg MS	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
894	>= 32-128 mg MS	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
895	>= 128-512 mg MS	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
896	>= 512-2048 mg MS	B2	-	+	0	0	-	-	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
897	>= 2048 mg MS	B2	0	+	0	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
898	>= 0,25 cm	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
899	>= 0,25-0,5 cm	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
900	>= 0,5-1 cm	B2	-	-	-	-	0	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
901	>= 1-2 cm	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
902	>= 2-4 cm	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
903	>= 4-8 cm	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
904	>= 8 cm	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
905	<= 1 year	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
906	>= 1 year	B2	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
907	>= 1	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
908	1	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
909	>= 1	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
910	egg	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Métriques biologiques																		
			Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Calmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
911	larva	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
912	nymph	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
913	adult	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
914	ovoviviparity	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
915	isolated eggs, free	B2	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
916	isolated eggs, cemented	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
917	clutches cemented or fixed	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
918	clutches, free	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
919	clutches, in vegetation	B2	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
920	clutches, terrestrial	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
921	asexual reproduction	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
922	aquatic passive	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
923	aquatic active	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
924	aerial passive	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
925	aerial active	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
926	eggs statoblasts	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
927	cocoons	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
928	housing against desiccation	B2	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
929	diapause or dormancy	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
930	none	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
931	tegument	B2	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+
932	gill	B2	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
933	plastron	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
934	spiracle	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
935	hydrostatic vesicle	B2	-	-	-	-	-	0	-	0	0	0	0	-	0	-	0	-	-	0	0
936	flier	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
937	surface swimmer	B2	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+
938	full water swimmer	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
939	crawler	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
940	burrower	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
941	interstitial	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
942	temporarily attached	B2	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
943	permanently attached	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
944	microorganisms	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
945	detritus < 1mm	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
946	dead plant >= 1mm	B2	-	-	+	-	-	-	1mm	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-
947	living microphytes	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
948	living macrophytes	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-
949	dead animal >= 1mm	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
950	living microinvertebrates	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
951	living macroinvertebrates	B2	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
952	vertebrates	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
953	absorber	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
954	deposit feeder	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
955	shredder	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
956	scraper	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
957	filter feeder	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
958	piercer	B2	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-
959	predator	B2	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
960	parasite	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
961	river channel	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
962	banks, connected side arms	B2	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
963	ponds, pools, disconnected side arms	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
964	marshes, peat bogs	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
965	temporary waters	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
966	lakes	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
967	groundwaters	B2	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	+	+
968	crenon	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
969	epirithron	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
970	metarithron	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
971	hyporithron	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
972	epipotamon	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
973	metapotamon	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
974	estuary	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
975	outside river system	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
976	lowlands	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
977	piedmont level	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
978	alpine level	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
979	Ecorégion:2 Pyrénées	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
980	Ecorégion:4 Alps	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
981	Ecorégion:8 Vosges, Jura & Massif Central	B2	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
982	Ecorégion:13a lowlands oceanic	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
983	Ecorégion:13b lowlands mediterranean	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
984	flags boulders cobbles pebbles	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
985	gravel	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
986	sand	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
987	silt	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
988	macrophytes	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
989	microphytes	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
990	twigs roots	B2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
991	organic detritus litter	B2	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
992	mud	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
993	null	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
994	slow < 25 cm/s	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
995	medium >= 25-50 cm/s	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
996	fast >= 50 cm s	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
997	oligotrophic	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
998	mesotrophic	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
999	eutrophic	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1000	freshwater	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1001	brackish water	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1002	cold < 15°C	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1003	warm >= 15°C	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1004	eurythermic	B2	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1005	xenosaprobic	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1006	oligosaprobic	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1007	β mesosaprobic	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1008	α mesosaprobic	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1009	polysaprobic	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1010	< 4	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1011	>= 4-4,5	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1012	>= 4,5-5	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1013	>= 5-5,5	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1014	>= 5,5-6	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1015	>= 6	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1016	Specialisation: Altitude	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1017	Specialisation: Aquatic stages	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1018	Specialisation: Biogeographic regions	B2	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1019	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B2	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1020	Specialisation: Dispersal	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1021	Specialisation: Feeding habits	B2	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1022	Specialisation: Food	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Métriques biologiques																		
			Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1023	Specialisation: Life cycle duration	B2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1024	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1025	Specialisation: Longitudinal distribution	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1026	Specialisation: Maximal potential dry weight	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1027	Specialisation: Maximal potential size	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1028	Specialisation: pH (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1029	Specialisation: Potential number of cycles per year	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1030	Specialisation: Reproduction	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1031	Specialisation: Resistance forms	B2	-	-	+	-	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1032	Specialisation: Respiration	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1033	Specialisation: Salinity (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1034	Specialisation: Saprobity	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1035	Specialisation: Substrate (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1036	Specialisation: Temperature (preferendum)	B2	+	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	+
1037	Specialisation: Transversal distribution	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1038	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1039	Recouvrement: Altitude	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1040	Recouvrement: Aquatic stages	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1041	Recouvrement: Biogeographic regions	B2	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
1042	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B2	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1043	Recouvrement: Dispersal	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1044	Recouvrement: Feeding habits	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1045	Recouvrement: Food	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1046	Recouvrement: Life cycle duration	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
1047	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1048	Recouvrement: Longitudinal distribution	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1049	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B2	-	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
1050	Recouvrement: Maximal potential size	B2	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1051	Recouvrement: pH (preferendum)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1052	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1053	Recouvrement: Reproduction	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1054	Recouvrement: Resistance forms	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1055	Recouvrement: Respiration	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1056	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1057	Recouvrement: Saprobity	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1058	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-
1059	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B2	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1060	Recouvrement: Transversal distribution	B2	-	-	+	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+
1061	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1062	Indice de Rao intra-communautaire (Altitude)	B2	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
1063	Indice de Rao intra-communautaire (Aquatic stages)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-	+	-
1064	Indice de Rao intra-communautaire (Biogeographic regions)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1065	Indice de Rao intra-communautaire (Current velocity (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1066	Indice de Rao intra-communautaire (Dispersal)	B2	+	+	+	+	0	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	+	-
1067	Indice de Rao intra-communautaire (Feeding habits)	B2	+	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
1068	Indice de Rao intra-communautaire (Food)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1069	Indice de Rao intra-communautaire (Life cycle duration)	B2	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1070	Indice de Rao intra-communautaire (Locomotion and substrate relation)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1071	Indice de Rao intra-communautaire (Longitudinal distribution)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1072	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1073	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential size)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1074	Indice de Rao intra-communautaire (pH (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1075	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1076	Indice de Rao intra-communautaire (Reproduction)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1077	Indice de Rao intra-communautaire (Resistance forms)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
1078	Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1079	Indice de Rao intra-communautaire (Salinity (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1080	Indice de Rao intra-communautaire (Saprobity)	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1081	Indice de Rao intra-communautaire (Substrate (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1082	Indice de Rao intra-communautaire (Temperature (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1083	Indice de Rao intra-communautaire (Transversal distribution)	B2	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1084	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1085	Indice de Rao intra-communautaire (tous traits)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1086	Groupe bio a (%S)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	-	-	-	0	-	0	-	0	0	0	0
1087	Groupe bio b (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1088	Groupe bio c (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1089	Groupe bio d (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1090	Groupe bio e (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1091	Groupe bio f (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1092	Groupe bio g (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1093	Groupe bio h (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1094	Sous-Groupe bio a (%S)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	-	-	-	0	-	0	-	0	0	0	0
1095	Sous-Groupe bio b1 (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1096	Sous-Groupe bio b2 (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1097	Sous-Groupe bio c1 (%S)	B2	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1098	Sous-Groupe bio c2 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1099	Sous-Groupe bio d1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1100	Sous-Groupe bio d2 (%S)	B2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1101	Sous-Groupe bio e1 (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1102	Sous-Groupe bio e2 (%S)	B2	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
1103	Sous-Groupe bio e3 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1104	Sous-Groupe bio f (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1105	Sous-Groupe bio g1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1106	Sous-Groupe bio g2 (%S)	B2	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1107	Sous-Groupe bio g3 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1108	Sous-Groupe bio h (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1109	Groupe bio a (%Q)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1110	Groupe bio b (%Q)	B2	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1111	Groupe bio c (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1112	Groupe bio d (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1113	Groupe bio e (%Q)	B2	+	+	-	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+
1114	Groupe bio f (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1115	Groupe bio g (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1116	Groupe bio h (%Q)	B2	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-
1117	Sous-Groupe bio a (%Q)	B2	0	0	0	0	+	0	-	0	-	-	-	0	-	0	-	0	0	0	0
1118	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1119	Sous-Groupe bio b2 (%Q)	B2	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1120	Sous-Groupe bio c1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1121	Sous-Groupe bio c2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1122	Sous-Groupe bio d1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1123	Sous-Groupe bio d2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1124	Sous-Groupe bio e1 (%Q)	B2	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+
1125	Sous-Groupe bio e2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1126	Sous-Groupe bio e3 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1127	Sous-Groupe bio f (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1128	Sous-Groupe bio g1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1129	Sous-Groupe bio g2 (%Q)	B2	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1130	Sous-Groupe bio g3 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rp/sylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1131	Sous-Groupe bio h (%Q)	B2	-	+	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-	+
1132	Groupe eco A (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1133	Groupe eco B (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1134	Groupe eco C (%S)	B2	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+
1135	Groupe eco D (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1136	Groupe eco E (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1137	Groupe eco F (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1138	Groupe eco G (%S)	B2	0	+	0	0	-	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0
1139	Sous-Groupe eco A (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1140	Sous-Groupe eco B1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1141	Sous-Groupe eco B2 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1142	Sous-Groupe eco C1 (%S)	B2	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1143	Sous-Groupe eco C2 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1144	Sous-Groupe eco D1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1145	Sous-Groupe eco D2 (%S)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1146	Sous-Groupe eco E (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1147	Sous-Groupe eco F1 (%S)	B2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1148	Sous-Groupe eco F2 (%S)	B2	0	+	0	+	+	0	-	0	0	0	0	0	+	0	0	-	+	0	0
1149	Sous-Groupe eco F3 (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1150	Sous-Groupe eco G1 (%S)	B2	+	+	0	0	-	0	-	0	+	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0
1151	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B2	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
1152	Groupe eco A (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1153	Groupe eco B (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1154	Groupe eco C (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1155	Groupe eco D (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1156	Groupe eco E (%Q)	B2	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1157	Groupe eco F (%Q)	B2	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1158	Groupe eco G (%Q)	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1159	Sous-Groupe eco A (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1160	Sous-Groupe eco B1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1161	Sous-Groupe eco B2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1162	Sous-Groupe eco C1 (%Q)	B2	-	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1163	Sous-Groupe eco C2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1164	Sous-Groupe eco D1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1165	Sous-Groupe eco D2 (%Q)	B2	+	+	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1166	Sous-Groupe eco E (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1167	Sous-Groupe eco F1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1168	Sous-Groupe eco F2 (%Q)	B2	-	-	-	-	+	+	-	0	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	-
1169	Sous-Groupe eco F3 (%Q)	B2	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
1170	Sous-Groupe eco G1 (%Q)	B2	+	+	0	0	-	0	0	0	0	-	-	0	-	0	-	0	-	0	0
1171	Sous-Groupe eco G2 (%Q)	B2	+	+	+	+	-	-	0	+	-	-	0	-	-	+	-	+	0	+	+
1172	Groupe bio-eco α (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1173	Groupe bio-eco β (%S)	B2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
1174	Groupe bio-eco δ (%S)	B2	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1175	Groupe bio-eco ε (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1176	Groupe bio-eco γ (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1177	Groupe bio-eco ζ (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1178	Sous-Groupe bio-eco α1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1179	Sous-Groupe bio-eco α2 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1180	Sous-Groupe bio-eco β (%S)	B2	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
1181	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1182	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%S)	B2	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1183	Sous-Groupe bio-eco ε (%S)	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1184	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%S)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1185	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1186	Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1187	Groupe bio-eco α (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1188	Groupe bio-eco β (%Q)	B2	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1189	Groupe bio-eco δ (%Q)	B2	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1190	Groupe bio-eco ε (%Q)	B2	0	0	0	+	+	-	-	0	-	0	0	0	-	-	0	0	+	0	0

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1191	Groupe bio-eco γ (%Q)	B2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1192	Groupe bio-eco ζ (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1193	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1194	Sous-Groupe bio-eco α2 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1195	Sous-Groupe bio-eco β (%Q)	B2	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1196	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1197	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%Q)	B2	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
1198	Sous-Groupe bio-eco ε (%Q)	B2	0	0	0	+	+	-	-	0	-	0	0	0	-	-	0	0	+	0	0
1199	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%Q)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1200	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1201	Sous-Groupe bio-eco ζ (%Q)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1202	Diversité biologique (Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1203	Diversité biologique (Sous-Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1204	Diversité écologique (Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1205	Diversité écologique (Sous-Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1206	Diversité bio-écologique (Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1207	Diversité bio-écologique (Sous-Groupes)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1208	Total Biomass (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1209	absorber (dry weight)	B2	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1210	deposit feeder (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1211	shredder (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1212	scraper (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1213	filter feeder (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1214	piercer (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1215	predator (dry weight)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1216	parasite (dry weight)	B2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1217	absorber (% of biomass)	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1218	deposit feeder (% of biomass)	B2	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
1219	shredder (% of biomass)	B2	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1220	scraper (% of biomass)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1221	filter feeder (% of biomass)	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1222	piercer (% of biomass)	B2	-	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
1223	predator (% of biomass)	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1224	parasite (% of biomass)	B2	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1225	SPEARpest_number	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1226	SPEARpest_number%	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1227	SPEARpest_abundance	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1228	SPEARpest_abundance%	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1229	Bivalvia (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1230	Bryozoa (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1231	Cnidaria (%S)	B3	0	+	0	+	-	-	-	0	0	-	0	-	0	-	0	0	0	0	0
1232	Coleoptera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1233	Crustacea (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1234	Diptera (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1235	Ephemeroptera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1236	Gastropoda (%S)	B3	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1237	Hemiptera (%S)	B3	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1238	Hirudinea (%S)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1239	Hydracari (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1240	Hymenoptera (%S)	B3	0	-	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1241	Lepidoptera (%S)	B3	+	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1242	Megaloptera (%S)	B3	0	0	0	0	+	-	-	0	-	-	0	-	-	-	0	0	0	0	0
1243	Nemathelminthes (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-
1244	Nemertea (%S)	B3	0	0	0	-	0	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	0	0	0
1245	Odonata (%S)	B3	-	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
1246	Oligochaeta (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1247	Planipennia (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-
1248	Plecoptera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1249	Porifera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	0	-	0	0	0	0	-	-	0	-	0	-	-
1250	Trichoptera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Rpisy/ve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1251	Turbellaria (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1252	Bivalvia (%Q)	B3	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1253	Bryozoa (%Q)	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1254	Cnidaria (%Q)	B3	-	+	0	+	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0
1255	Coleoptera (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1256	Crustacea (%Q)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1257	Diptera (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1258	Ephemeroptera (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1259	Gastropoda (%Q)	B3	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1260	Hemiptera (%Q)	B3	+	0	+	-	-	+	-	+	-	+	0	+	-	+	-	+	0	+	0
1261	Hirudinea (%Q)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1262	Hydracari (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1263	Hymenoptera (%Q)	B3	0	-	0	0	-	0	-	0	-	-	-	-	-	0	-	0	-	0	-
1264	Lepidoptera (%Q)	B3	+	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1265	Megaloptera (%Q)	B3	0	0	0	0	+	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1266	Nemathelminthes (%Q)	B3	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-
1267	Nemertea (%Q)	B3	0	0	0	-	0	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0
1268	Odonata (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
1269	Oligochaeta (%Q)	B3	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-
1270	Planipennia (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-
1271	Plecoptera (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1272	Porifera (%Q)	B3	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1273	Trichoptera (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1274	Turbellaria (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1275	EP (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1276	EPT (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1277	EPTC (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1278	EPT/Diptera (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1279	EP (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1280	EPT (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1281	EPTC (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1282	EPT/Diptera (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1283	EPT/Oligo (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
1284	EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1285	Richness	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1286	Shannon	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1287	Pielou	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1288	Simpson (1-D)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1289	Simpson (1/D)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1290	Rao (taxa)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-
1291	>= 0-0,5 mg MS	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1292	>= 0,5-2 mg MS	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1293	>= 2-8 mg MS	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1294	>= 8-32 mg MS	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1295	>= 32-128 mg MS	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1296	>= 128-512 mg MS	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1297	>= 512-2048 mg MS	B3	-	-	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1298	>= 2048 mg MS	B3	0	-	0	+	-	0	-	0	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1299	>= 0,25 cm	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1300	>= 0,25-0,5 cm	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1301	>= 0,5-1 cm	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
1302	>= 1-2 cm	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1303	>= 2-4 cm	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1304	>= 4-8 cm	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1305	>= 8 cm	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1306	<= 1 year	B3	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1307	>= 1 year	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1308	>= 1	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1309	1	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1310	>= 1	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1311	egg	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1312	larva	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1313	nymph	B3	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1314	adult	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1315	ovoviviparity	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1316	isolated eggs, free	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1317	isolated eggs, cemented	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1318	clutches cemented or fixed	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1319	clutches, free	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1320	clutches, in vegetation	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1321	clutches, terrestrial	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1322	asexual reproduction	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1323	aquatic passive	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1324	aquatic active	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1325	aerial passive	B3	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1326	aerial active	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1327	eggs statoblasts	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1328	cocoons	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1329	housings against desiccation	B3	0	+	-	+	0	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1330	diapause or dormancy	B3	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1331	none	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1332	tegument	B3	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
1333	gill	B3	+	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
1334	plastron	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1335	spiracle	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1336	hydrostatic vesicle	B3	0	-	0	-	0	0	-	0	-	0	-	-	-	-	0	-	0	-	0
1337	flier	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1338	surface swimmer	B3	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
1339	full water swimmer	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1340	crawler	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1341	burrower	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1342	interstitial	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1343	temporarily attached	B3	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1344	permanently attached	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1345	microorganisms	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1346	detritus < 1mm	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1347	dead plant >= 1mm	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1348	living microphytes	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1349	living macrophytes	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
1350	dead animal >= 1mm	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1351	living microinvertebrates	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1352	living macroinvertebrates	B3	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
1353	vertebrates	B3	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1354	absorber	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1355	deposit feeder	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1356	shredder	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1357	scraper	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1358	filter feeder	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1359	piercer	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1360	predator	B3	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1361	parasite	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1362	river channel	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1363	banks, connected side arms	B3	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
1364	ponds, pools, disconnected side arms	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1365	marshes, peat bogs	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1366	temporary waters	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1367	lakes	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1368	groundwaters	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1369	crenon	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1370	epirithron	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1371	metarhithron	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1372	hyporhithron	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1373	epipotamon	B3	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1374	metapotamon	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1375	estuary	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1376	outside river system	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1377	lowlands	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1378	piedmont level	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1379	alpine level	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1380	Ecorégion:2 Pyrénées	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1381	Ecorégion:4 Alps	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1382	Ecorégion:8 Vosges, Jura & Massif Central	B3	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1383	Ecorégion:13a lowlands oceanic	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1384	Ecorégion:13b lowlands mediterranean	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1385	flags boulders cobbles pebbles	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1386	gravel	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1387	sand	B3	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1388	silt	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1389	macrophytes	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1390	microphytes	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1391	twigs roots	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1392	organic detritus litter	B3	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1393	mud	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1394	null	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1395	slow < 25 cm/s	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1396	medium >= 25-50 cm/s	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1397	fast >= 50 cm/s	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1398	oligotrophic	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1399	mesotrophic	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1400	eutrophic	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1401	freshwater	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1402	brackish water	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1403	cold < 15°C	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1404	warm >= 15°C	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1405	eurythermic	B3	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
1406	xenosaprobic	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1407	oligosaprobic	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1408	β mesosaprobic	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1409	α mesosaprobic	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1410	polysaprobic	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1411	< 4	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1412	>= 4-4,5	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1413	>= 4,5-5	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1414	>= 5-5,5	B3	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
1415	>= 5,5-6	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1416	>= 6	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1417	Specialisation: Altitude	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1418	Specialisation: Aquatic stages	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1419	Specialisation: Biogeographic regions	B3	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1420	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B3	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1421	Specialisation: Dispersal	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1422	Specialisation: Feeding habits	B3	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+
1423	Specialisation: Food	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1424	Specialisation: Life cycle duration	B3	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-
1425	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1426	Specialisation: Longitudinal distribution	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1427	Specialisation: Maximal potential dry weight	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1428	Specialisation: Maximal potential size	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1429	Specialisation: pH (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1430	Specialisation: Potential number of cycles per year	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1431	Specialisation: Reproduction	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1432	Specialisation: Resistance forms	B3	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1433	Specialisation: Respiration	B3	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1434	Specialisation: Salinity (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1435	Specialisation: Saprobity	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1436	Specialisation: Substrate (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1437	Specialisation: Temperature (preferendum)	B3	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
1438	Specialisation: Transversal distribution	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1439	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1440	Recouvrement: Altitude	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1441	Recouvrement: Aquatic stages	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1442	Recouvrement: Biogeographic regions	B3	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1443	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B3	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1444	Recouvrement: Dispersal	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1445	Recouvrement: Feeding habits	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1446	Recouvrement: Food	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1447	Recouvrement: Life cycle duration	B3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1448	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1449	Recouvrement: Longitudinal distribution	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1450	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B3	-	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-
1451	Recouvrement: Maximal potential size	B3	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+
1452	Recouvrement: pH (preferendum)	B3	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+
1453	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1454	Recouvrement: Reproduction	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1455	Recouvrement: Resistance forms	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1456	Recouvrement: Respiration	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1457	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1458	Recouvrement: Saprobity	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1459	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-
1460	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1461	Recouvrement: Transversal distribution	B3	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	+	+
1462	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1463	Indice de Rao intra-communautaire (Altitude)	B3	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
1464	Indice de Rao intra-communautaire (Aquatic stages)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1465	Indice de Rao intra-communautaire (Biogeographic regions)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1466	Indice de Rao intra-communautaire (Current velocity (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1467	Indice de Rao intra-communautaire (Dispersal)	B3	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-
1468	Indice de Rao intra-communautaire (Feeding habits)	B3	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+
1469	Indice de Rao intra-communautaire (Food)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1470	Indice de Rao intra-communautaire (Life cycle duration)	B3	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1471	Indice de Rao intra-communautaire (Locomotion and substrate relation)	B3	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
1472	Indice de Rao intra-communautaire (Longitudinal distribution)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Calmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1473	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1474	Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential size)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1475	Indice de Rao intra-communautaire (pH (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1476	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1477	Indice de Rao intra-communautaire (Reproduction)	B3	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+
1478	Indice de Rao intra-communautaire (Resistance forms)	B3	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1479	Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1480	Indice de Rao intra-communautaire (Salinity (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1481	Indice de Rao intra-communautaire (Saprobity)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1482	Indice de Rao intra-communautaire (Substrate (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1483	Indice de Rao intra-communautaire (Temperature (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1484	Indice de Rao intra-communautaire (Transversal distribution)	B3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1485	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1486	Indice de Rao intra-communautaire (tous traits)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1487	Groupe bio a (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0	-	0	-	-
1488	Groupe bio b (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1489	Groupe bio c (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1490	Groupe bio d (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1491	Groupe bio e (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1492	Groupe bio f (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1493	Groupe bio g (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1494	Groupe bio h (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1495	Sous-Groupe bio a (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0	-	0	-	-
1496	Sous-Groupe bio b1 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1497	Sous-Groupe bio b2 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1498	Sous-Groupe bio c1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1499	Sous-Groupe bio c2 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1500	Sous-Groupe bio d1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1501	Sous-Groupe bio d2 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1502	Sous-Groupe bio e1 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1503	Sous-Groupe bio e2 (%S)	B3	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
1504	Sous-Groupe bio e3 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1505	Sous-Groupe bio f (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1506	Sous-Groupe bio g1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1507	Sous-Groupe bio g2 (%S)	B3	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0	-
1508	Sous-Groupe bio g3 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1509	Sous-Groupe bio h (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1510	Groupe bio a (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-
1511	Groupe bio b (%Q)	B3	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1512	Groupe bio c (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1513	Groupe bio d (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1514	Groupe bio e (%Q)	B3	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+
1515	Groupe bio f (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1516	Groupe bio g (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1517	Groupe bio h (%Q)	B3	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-
1518	Sous-Groupe bio a (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	0	-	-
1519	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	B3	+	-	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1520	Sous-Groupe bio b2 (%Q)	B3	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1521	Sous-Groupe bio c1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1522	Sous-Groupe bio c2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1523	Sous-Groupe bio d1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1524	Sous-Groupe bio d2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1525	Sous-Groupe bio e1 (%Q)	B3	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1526	Sous-Groupe bio e2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1527	Sous-Groupe bio e3 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1528	Sous-Groupe bio f (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1529	Sous-Groupe bio g1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1530	Sous-Groupe bio g2 (%Q)	B3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1531	Sous-Groupe bio g3 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
1532	Sous-Groupe bio h (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1533	Groupe eco A (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1534	Groupe eco B (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1535	Groupe eco C (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+
1536	Groupe eco D (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1537	Groupe eco E (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1538	Groupe eco F (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1539	Groupe eco G (%S)	B3	0	-	0	0	-	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1540	Sous-Groupe eco A (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1541	Sous-Groupe eco B1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1542	Sous-Groupe eco B2 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1543	Sous-Groupe eco C1 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1544	Sous-Groupe eco C2 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1545	Sous-Groupe eco D1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1546	Sous-Groupe eco D2 (%S)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1547	Sous-Groupe eco E (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1548	Sous-Groupe eco F1 (%S)	B3	+	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1549	Sous-Groupe eco F2 (%S)	B3	-	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0	0	-	0
1550	Sous-Groupe eco F3 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1551	Sous-Groupe eco G1 (%S)	B3	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0
1552	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B3	0	-	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1553	Groupe eco A (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1554	Groupe eco B (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1555	Groupe eco C (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1556	Groupe eco D (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1557	Groupe eco E (%Q)	B3	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
1558	Groupe eco F (%Q)	B3	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1559	Groupe eco G (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
1560	Sous-Groupe eco A (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1561	Sous-Groupe eco B1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1562	Sous-Groupe eco B2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1563	Sous-Groupe eco C1 (%Q)	B3	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1564	Sous-Groupe eco C2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1565	Sous-Groupe eco D1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1566	Sous-Groupe eco D2 (%Q)	B3	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1567	Sous-Groupe eco E (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1568	Sous-Groupe eco F1 (%Q)	B3	+	-	0	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-
1569	Sous-Groupe eco F2 (%Q)	B3	0	0	0	0	-	-	+	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	-
1570	Sous-Groupe eco F3 (%Q)	B3	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1571	Sous-Groupe eco G1 (%Q)	B3	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
1572	Sous-Groupe eco G2 (%Q)	B3	0	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1573	Groupe bio-eco α (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1574	Groupe bio-eco β (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1575	Groupe bio-eco δ (%S)	B3	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
1576	Groupe bio-eco ε (%S)	B3	0	-	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0
1577	Groupe bio-eco γ (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1578	Groupe bio-eco ζ (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1579	Sous-Groupe bio-eco α1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1580	Sous-Groupe bio-eco α2 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe III : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Matières Organiques et Oxydables	Matières Azotées (hors Nitrates)	Nitrates	Matières Phosphorées	Proliférations Végétales	MES	Acidification	Micropolluants Minéraux	Pesticides	HAP	PCB	Autres micropolluants organiques	Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation 100m	Risque de Colmatage	Instabilité Hydrologique	Anthropisation BV	Rectification
1581	Sous-Groupe bio-eco β (%S)	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1582	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1583	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%S)	B3	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1584	Sous-Groupe bio-eco ε (%S)	B3	0	-	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0
1585	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%S)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1586	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1587	Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1588	Groupe bio-eco α (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1589	Groupe bio-eco β (%Q)	B3	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1590	Groupe bio-eco δ (%Q)	B3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1591	Groupe bio-eco ε (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	+	-	0	-	-	-	-
1592	Groupe bio-eco γ (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1593	Groupe bio-eco ζ (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1594	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1595	Sous-Groupe bio-eco α2 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1596	Sous-Groupe bio-eco β (%Q)	B3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1597	Sous-Groupe bio-eco δ1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1598	Sous-Groupe bio-eco δ2 (%Q)	B3	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
1599	Sous-Groupe bio-eco ε (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	+	-	0	-	-	-	-
1600	Sous-Groupe bio-eco γ1 (%Q)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1601	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1602	Sous-Groupe bio-eco ζ (%Q)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1603	Diversité biologique (Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1604	Diversité biologique (Sous-Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1605	Diversité écologique (Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1606	Diversité écologique (Sous-Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1607	Diversité bio-écologique (Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1608	Diversité bio-écologique (Sous-Groupes)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1609	Total Biomass (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1610	absorber (dry weight)	B3	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1611	deposit feeder (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1612	shredder (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1613	scraper (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1614	filter feeder (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1615	piercer (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1616	predator (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1617	parasite (dry weight)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1618	absorber (% of biomass)	B3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1619	deposit feeder (% of biomass)	B3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1620	shredder (% of biomass)	B3	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-
1621	scraper (% of biomass)	B3	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
1622	filter feeder (% of biomass)	B3	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1623	piercer (% of biomass)	B3	+	-	0	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-	0	-	+	+	-	-
1624	predator (% of biomass)	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1625	parasite (% of biomass)	B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Annexe IV : Liste des métriques biologiques candidates à l'I2M2 testées au cours de cette étude (x), échelle de calcul (= bocal ou combinaison de bocaux sur lequel/laquelle la métrique est calculée) et référence bibliographique (s'il y a lieu).

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références	
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3		
1	Indices Biotiques Européens	Original BMWP					x	BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (1978)	
2		Original ASPT					x		
3		Revised BMWP					x		WALLEY & HAWKES (1996)
4		Revised ASPT					x		
5		BBI index value					x		PAUW & VANHOOREN (1983)
6		TAX value					x		GABRIELS et al. (2010)
7		EPT value					x		
8		NST value					x		
9		SWD value					x		
10		MTS value					x		
11		MMIF score					x		
12		Variety class					x		AFNOR (2004)
13		GFI					x		AFNOR (2004)
14		IBGN index value					x		AFNOR (2004)
15	Spécificité taxonomique	Spécificité taxonomique du Bocal 1					x	WAGNER & EDWARDS (2001)	
16		Spécificité taxonomique du Bocal 2					x		
17		Spécificité taxonomique du Bocal 3					x		
18	Contribution Richesse taxonomique	Contribution des différences inter-bocaux à la richesse taxonomique totale					x	WAGNER, WILDI & EWALD (2000)	
19	Espèces invasives	Présence d'exotiques					x		
20		Profil des exotiques					x		
21		Risque d'invasion					x		
22	Indices biotiques spécifiques	SPEAR pesticides (S)	x	x	x		x	LIESS & VAN DER OHE (2005)	
23		SPEAR pesticides (%S)	x	x	x		x	LIESS & VAN DER OHE (2005)	
24		SPEAR pesticides (Q)	x	x	x		x	LIESS & VAN DER OHE (2005)	
25		SPEAR pesticides (%Q)	x	x	x		x	LIESS & VAN DER OHE (2005)	
26	Indices de richesse taxonomique relative	Bivalvia (%S)	x	x	x		x		
27		Bryozoa (%S)	x	x	x		x		
28		Cnidaria (%S)	x	x	x		x		
29		Coleoptera (%S)	x	x	x		x		
30		Crustacea (%S)	x	x	x		x		
31		Diptera (%S)	x	x	x		x		
32		Ephemeroptera (%S)	x	x	x		x		
33		Gastropoda (%S)	x	x	x		x		
34		Hemiptera (%S)	x	x	x		x		
35		Hirudinea (%S)	x	x	x		x		
36		Hydracari (%S)	x	x	x		x		
37		Hymenoptera (%S)	x	x	x		x		
38		Lepidoptera (%S)	x	x	x		x		
39		Megaloptera (%S)	x	x	x		x		
40		Nemathelminthes (%S)	x	x	x		x		
41		Nemertea (%S)	x	x	x		x		
42		Odonata (%S)	x	x	x		x		
43		Oligochaeta (%S)	x	x	x		x		
44		Planipennia (%S)	x	x	x		x		
45		Plecoptera (%S)	x	x	x		x		
46		Porifera (%S)	x	x	x		x		
47		Trichoptera (%S)	x	x	x		x		
48		Turbellaria (%S)	x	x	x		x		
49		EP (%S)	x	x	x		x		
50		EPT (%S)	x	x	x		x		
51		EPTC (%S)	x	x	x		x		
52		EPT/Diptera (%S)	x	x	x		x		

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références	
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3		
53	Indices d'abondance taxonomique relative	Bivalvia (%Q)	x	x	x		x		
54		Bryozoa (%Q)	x	x	x		x		
55		Cnidaria (%Q)	x	x	x		x		
56		Coleoptera (%Q)	x	x	x		x		
57		Crustacea (%Q)	x	x	x		x		
58		Diptera (%Q)	x	x	x		x		
59		Ephemeroptera (%Q)	x	x	x		x		
60		Gastropoda (%Q)	x	x	x		x		
61		Hemiptera (%Q)	x	x	x		x		
62		Hirudinea (%Q)	x	x	x		x		
63		Hydracari (%Q)	x	x	x		x		
64		Hymenoptera (%Q)	x	x	x		x		
65		Lepidoptera (%Q)	x	x	x		x		
66		Megaloptera (%Q)	x	x	x		x		
67		Nemathelminthes (%Q)	x	x	x		x		
68		Nemertea (%Q)	x	x	x		x		
69		Odonata (%Q)	x	x	x		x		
70		Oligochaeta (%Q)	x	x	x		x		
71		Planipennia (%Q)	x	x	x		x		
72		Plecoptera (%Q)	x	x	x		x		
73		Porifera (%Q)	x	x	x		x		
74		Trichoptera (%Q)	x	x	x		x		
75		Turbellaria (%Q)	x	x	x		x		
76		EP (%Q)	x	x	x		x		
77		EPT (%Q)	x	x	x		x		
78		EPTC (%Q)	x	x	x		x		
79		EPT/Diptera (%Q)	x	x	x		x		
80		EPT/Oligo (%Q)	x	x	x		x		
81		EPT/(Oligo+Diptera) (%Q)	x	x	x		x		
82		Indices de structure taxonomique	Richness	x	x	x		x	
83			Shannon	x	x	x		x	SHANNON (1948)
84	Pielou		x	x	x		x	PIELOU (1966)	
85	Simpson (1-D)		x	x	x		x	SIMPSON (1949)	
86	Simpson (1/D)		x	x	x		x	SIMPSON (1949)	
87	Rao (taxo)	x	x	x		x	RAO (1982)		
88	Traits biologiques	Masse sèche maximale potentielle	0-0.5 mg MS	x	x	x		x	
89			0.5-2 mg MS	x	x	x		x	
90			2-8 mg MS	x	x	x		x	
91			8-32 mg MS	x	x	x		x	
92			32-128 mg MS	x	x	x		x	
93			128-512 mg MS	x	x	x		x	
94			512-2048 mg MS	x	x	x		x	
95		> 2048 mg MS	x	x	x		x		
96		Taille maximale potentielle	< 0.25 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
97			0.25-0.5 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
98			0.5-1 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
99			1-2 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
100			2-4 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
101			4-8 cm	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
102	> 8 cm		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
103	Durée du cycle de vie	≤ 1 year	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
104		> 1 year	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
105	Nombre de cycles par an	< 1	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
106		1	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
107		> 1	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
108	Stades aquatiques	egg	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
109		larva	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
110		nymph	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
111		adult	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
112	Modes de reproduction	ovoviviparity	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
113		isolated eggs (free)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
114		isolated eggs (cemented)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
115		clutches cemented or fixed	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
116		clutches (free)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
117		clutches (in vegetation)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
118		clutches (terrestrial)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
119		asexual reproduction	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
120	Modes de dispersion	aquatic, passive	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
121		aquatic, active	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
122		aerial, passive	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
123		aerial, active	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
124	Formes de résistance	eggs-statoblasts	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
125		cocoons	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
126		housings against desiccation	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
127		diapause or dormancy	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
128		none	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
129	Modes de respiration	tegument	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
130		gill	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
131		plastron	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
132		spiracle	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
133		hydrostatic vesicle	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
134	Modes de locomotion / relation au substrat	flier	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
135		surface swimmer	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
136		full water swimmer	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
137		crawler	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
138		burrower	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
139		interstitial	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
140		temporarily attached	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
141		permanently attached	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références	
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3		
142	Traits biologiques	microorganisms	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
143		detritus (< 1mm)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
144		dead plant (> 1mm)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
145		living microphytes	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
146		living macrophytes	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
147		dead animal (> 1mm)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
148		living microinvertebrates	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
149		living macroinvertebrates	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
150		vertebrates	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
151		absorber	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
152		deposit feeder	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
153		shredder	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
154		scraper	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
155		filter feeder	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
156		piercer	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
157		predator	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
158		parasite	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
159		Traits écologiques	river channel	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
160	banks, connected side arms		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
161	ponds, pools, disconnected side arms		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
162	marshes, peat bogs		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
163	temporary waters		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
164	lakes		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
165	groundwaters		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
166	crenon		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
167	epirithron		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
168	metarithron		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
169	hyporithron		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
170	epipotamon		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
171	metapotamon		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
172	estuary		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
173	outside river system		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
174	Altitude		lowlands	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
175			piedmont level	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
176			alpine level	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références	
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3		
177	Traits écologiques	2: Pyrenees	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
178		4: Alps	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
179		Zones biogéographiques	8: Vosges, Jura, Massif Central	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
180			13a: lowlands (oceanic)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
181			13b: lowlands (mediterranean)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
182		Substrat (préférences)	flags, boulders, cobbles, pebbles	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
183			gravel	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
184			sand	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
185			silt	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
186			macrophytes	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
187			microphytes	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
188			twigs, roots	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
189			organic detritus, litter	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
190			mud	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
191			Vitesse de courant (préférences)	null	x	x	x		x
192		slow (< 25 cm/s)		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
193		medium (25-50 cm/s)		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
194		fast (> 50 cm/s)		x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
195		Degré de trophie	oligotrophic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
196			mesotrophic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
197			eutrophic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)
198	Salinité	freshwater	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
199		brackish water	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
200	Température	cold (< 15°C)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
201		warm (> 15°C)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
202		eurythermic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
203	Valeur saprobiale	xenosaprobic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
204		oligosaprobic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
205		β-mesosaprobic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
206		α-mesosaprobic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
207		polysaprobic	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
208	pH (sensibilité aux faibles valeurs)	< 4	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
209		>= 4-4.5	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
210		>= 4.5-5	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
211		>= 5-5.5	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
212		>= 5.5-6	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	
213		> 6	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000b)	

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
214	Indices de structure en groupes biologiques, écologiques ou bio-écologiques	Groupe bio a (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
215		Groupe bio b (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
216		Groupe bio c (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
217		Groupe bio d (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
218		Groupe bio e (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
219		Groupe bio f (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
220		Groupe bio g (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
221		Groupe bio h (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
222		Sous-Groupe bio a (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
223		Sous-Groupe bio b1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
224		Sous-Groupe bio b2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
225		Sous-Groupe bio c1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
226		Sous-Groupe bio c2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
227		Sous-Groupe bio d1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
228		Sous-Groupe bio d2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
229		Sous-Groupe bio e1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
230		Sous-Groupe bio e2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
231		Sous-Groupe bio e3 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
232		Sous-Groupe bio f (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
233		Sous-Groupe bio g1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
234	Sous-Groupe bio g2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	
235	Sous-Groupe bio g3 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	
236	Sous-Groupe bio h (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
237	Indices de structure en groupes biologiques, écologiques ou bio-écologiques	Groupe bio a (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
238		Groupe bio b (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
239		Groupe bio c (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
240		Groupe bio d (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
241		Groupe bio e (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
242		Groupe bio f (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
243		Groupe bio g (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
244		Groupe bio h (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
245		Sous-Groupe bio a (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
246		Sous-Groupe bio b1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
247		Sous-Groupe bio b2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
248		Sous-Groupe bio c1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
249		Sous-Groupe bio c2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
250		Sous-Groupe bio d1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
251		Sous-Groupe bio d2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
252		Sous-Groupe bio e1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
253		Sous-Groupe bio e2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
254		Sous-Groupe bio e3 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
255		Sous-Groupe bio f (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
256		Sous-Groupe bio g1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
257	Sous-Groupe bio g2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	
258	Sous-Groupe bio g3 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	
259	Sous-Groupe bio h (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)	

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
260	Indices de structure en groupes biologiques, écologiques ou bio-écologiques	Groupe eco A (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
261		Groupe eco B (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
262		Groupe eco C (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
263		Groupe eco D (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
264		Groupe eco E (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
265		Groupe eco F (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
266		Groupe eco G (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
267		Sous-Groupe eco A (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
268		Sous-Groupe eco B1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
269		Sous-Groupe eco B2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
270		Sous-Groupe eco C1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
271		Sous-Groupe eco C2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
272		Sous-Groupe eco D1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
273		Sous-Groupe eco D2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
274		Sous-Groupe eco E (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
275		Sous-Groupe eco F1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
276		Sous-Groupe eco F2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
277		Sous-Groupe eco F3 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
278		Sous-Groupe eco G1 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
279		Sous-Groupe eco G2 (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
280	Indices d'abondance relative en groupes écologiques	Groupe eco A (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
281		Groupe eco B (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
282		Groupe eco C (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
283		Groupe eco D (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
284		Groupe eco E (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
285		Groupe eco F (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
286		Groupe eco G (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
287		Sous-Groupe eco A (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
288		Sous-Groupe eco B1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
289		Sous-Groupe eco B2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
290		Sous-Groupe eco C1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
291		Sous-Groupe eco C2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
292		Sous-Groupe eco D1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
293		Sous-Groupe eco D2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
294		Sous-Groupe eco E (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
295		Sous-Groupe eco F1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
296		Sous-Groupe eco F2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
297		Sous-Groupe eco F3 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
298		Sous-Groupe eco G1 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
299		Sous-Groupe eco G2 (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
300	Indices de richesse relative en groupes bio-écologiques	Groupe bio-eco α (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
301		Groupe bio-eco β (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
302		Groupe bio-eco δ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
303		Groupe bio-eco ϵ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
304		Groupe bio-eco γ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
305		Groupe bio-eco ζ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
306		Sous-Groupe bio-eco $\alpha 1$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
307		Sous-Groupe bio-eco $\alpha 2$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
308		Sous-Groupe bio-eco β (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
309		Sous-Groupe bio-eco $\delta 1$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
310		Sous-Groupe bio-eco $\delta 2$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
311		Sous-Groupe bio-eco ϵ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
312		Sous-Groupe bio-eco $\gamma 1$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
313		Sous-Groupe bio-eco $\gamma 2$ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
314		Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
315	Indices d'abondance relative en groupes bio-écologiques	Groupe bio-eco α (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
316		Groupe bio-eco β (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
317		Groupe bio-eco δ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
318		Groupe bio-eco ϵ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
319		Groupe bio-eco γ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
320		Groupe bio-eco ζ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
321		Sous-Groupe bio-eco $\alpha 1$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
322		Sous-Groupe bio-eco $\alpha 2$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
323		Sous-Groupe bio-eco β (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
324		Sous-Groupe bio-eco $\delta 1$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
325		Sous-Groupe bio-eco $\delta 2$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
326		Sous-Groupe bio-eco ϵ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
327		Sous-Groupe bio-eco $\gamma 1$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
328		Sous-Groupe bio-eco $\gamma 2$ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
329		Sous-Groupe bio-eco ζ (%Q)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
330	Indices de diversité en groupes biologiques, écologiques ou bio-écologiques	Diversité biologique (Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
331		Diversité biologique (Sous-Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
332		Diversité écologique (Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
333		Diversité écologique (Sous-Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2000a)
334		Diversité bio-écologique (Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)
335		Diversité bio-écologique (Sous-Groupes)	x	x	x		x	USSEGLIO-POLATERA et al. (2001)

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
336	Indices de spécialisation biologique ou écologique	Specialisation: Altitude	x	x	x		x	
337		Specialisation: Aquatic stages	x	x	x		x	
338		Specialisation: Biogeographic regions	x	x	x		x	
339		Specialisation: Current velocity (preferendum)	x	x	x		x	
340		Specialisation: Dispersal	x	x	x		x	
341		Specialisation: Feeding habits	x	x	x		x	
342		Specialisation: Food	x	x	x		x	
343		Specialisation: Life cycle duration	x	x	x		x	
344		Specialisation: Locomotion and substrate relation	x	x	x		x	
345		Specialisation: Longitudinal distribution	x	x	x		x	
346		Specialisation: Maximal potential dry weight	x	x	x		x	
347		Specialisation: Maximal potential size	x	x	x		x	
348		Specialisation: pH (preferendum)	x	x	x		x	
349		Specialisation: Potential number of cycles per year	x	x	x		x	
350		Specialisation: Reproduction	x	x	x		x	
351		Specialisation: Resistance forms	x	x	x		x	
352		Specialisation: Respiration	x	x	x		x	
353		Specialisation: Salinity (preferendum)	x	x	x		x	
354		Specialisation: Saprobity	x	x	x		x	
355		Specialisation: Substrate (preferendum)	x	x	x		x	
356	Specialisation: Temperature (preferendum)	x	x	x		x		
357	Specialisation: Transversal distribution	x	x	x		x		
358	Specialisation: Trophic status (preferendum)	x	x	x		x		
359	Indices de redondance biologique ou écologique	Recouvrement: Altitude	x	x	x		x	PIANKA (1974)
360		Recouvrement: Aquatic stages	x	x	x		x	PIANKA (1974)
361		Recouvrement: Biogeographic regions	x	x	x		x	PIANKA (1974)
362		Recouvrement: Current velocity (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)
363		Recouvrement: Dispersal	x	x	x		x	PIANKA (1974)
364		Recouvrement: Feeding habits	x	x	x		x	PIANKA (1974)
365		Recouvrement: Food	x	x	x		x	PIANKA (1974)
366		Recouvrement: Life cycle duration	x	x	x		x	PIANKA (1974)
367		Recouvrement: Locomotion and substrate relation	x	x	x		x	PIANKA (1974)
368		Recouvrement: Longitudinal distribution	x	x	x		x	PIANKA (1974)
369		Recouvrement: Maximal potential dry weight	x	x	x		x	PIANKA (1974)
370		Recouvrement: Maximal potential size	x	x	x		x	PIANKA (1974)
371		Recouvrement: pH (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)
372		Recouvrement: Potential number of cycles per year	x	x	x		x	PIANKA (1974)
373		Recouvrement: Reproduction	x	x	x		x	PIANKA (1974)
374		Recouvrement: Resistance forms	x	x	x		x	PIANKA (1974)
375		Recouvrement: Respiration	x	x	x		x	PIANKA (1974)
376		Recouvrement: Salinity (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)
377		Recouvrement: Saprobity	x	x	x		x	PIANKA (1974)
378		Recouvrement: Substrate (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)
379	Recouvrement: Temperature (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)	
380	Recouvrement: Transversal distribution	x	x	x		x	PIANKA (1974)	
381	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	x	x	x		x	PIANKA (1974)	

Annexe IV : (suite)

N°	Type de Métrique	Métriques	Listes utilisées					Références
			B1	B2	B3	B1+B2	B1+B2+B3	
382	Indices de diversité de Rao (sur traits biologiques, écologiques ou bio-écologiques)	Indice de Rao intra-communautaire (Altitude)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
383		Indice de Rao intra-communautaire (Aquatic stages)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
384		Indice de Rao intra-communautaire (Biogeographic regions)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
385		Indice de Rao intra-communautaire (Current velocity (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
386		Indice de Rao intra-communautaire (Dispersal)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
387		Indice de Rao intra-communautaire (Feeding habits)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
388		Indice de Rao intra-communautaire (Food)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
389		Indice de Rao intra-communautaire (Life cycle duration)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
390		Indice de Rao intra-communautaire (Locomotion and substrate relation)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
391		Indice de Rao intra-communautaire (Longitudinal distribution)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
392		Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential dry weight)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
393		Indice de Rao intra-communautaire (Maximal potential size)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
394		Indice de Rao intra-communautaire (pH (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
395		Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
396		Indice de Rao intra-communautaire (Reproduction)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
397		Indice de Rao intra-communautaire (Resistance forms)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
398		Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
399		Indice de Rao intra-communautaire (Salinity (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
400		Indice de Rao intra-communautaire (Saprobity)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
401		Indice de Rao intra-communautaire (Substrate (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)
402	Indice de Rao intra-communautaire (Temperature (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)	
403	Indice de Rao intra-communautaire (Transversal distribution)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)	
404	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)	
405	Indice de Rao intra-communautaire (tous traits)	x	x	x		x	RAO (1982); PERU & DOLEDEC (2010)	
406	Masse sèche potentielle de la communauté	Total Biomass (dry weight)	x	x	x		x	
407	Masse sèche potentielle de différents groupes trophiques	absorber (dry weight)	x	x	x		x	
408		deposit feeder (dry weight)	x	x	x		x	
409		shredder (dry weight)	x	x	x		x	
410		scraper (dry weight)	x	x	x		x	
411		filter feeder (dry weight)	x	x	x		x	
412		piercer (dry weight)	x	x	x		x	
413		predator (dry weight)	x	x	x		x	
414	parasite (dry weight)	x	x	x		x		
415	Masse sèche relative potentielle de différents groupes trophiques	absorber (% of biomass)	x	x	x		x	
416		deposit feeder (% of biomass)	x	x	x		x	
417		shredder (% of biomass)	x	x	x		x	
418		scraper (% of biomass)	x	x	x		x	
419		filter feeder (% of biomass)	x	x	x		x	
420		piercer (% of biomass)	x	x	x		x	
421		predator (% of biomass)	x	x	x		x	
422		parasite (% of biomass)	x	x	x		x	

"Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert"
UPV-Metz - LIEBE - UMR-CNRS 7146
Usseglio-Polatera, P. & Mondy, C. (Février, 2011)

Annexe V : Niveau de spécificité aux pressions physico-chimiques (col. 4) et aux pressions hydromorphologiques (col. 5), exprimé en nombre de pressions entraînant une réponse significative, de 540 métriques candidates à l'indice I2M2 répondant à au moins un des trois critères de sélection : (i) réponse significative de la métrique pour au moins 7 catégories de pression physico-chimique et au moins 5 catégories de pression hydromorphologique ; (ii) DE moyen $\geq 0,6$; (iii) CV moyen $\leq 0,1$]. Capacité de discrimination moyenne (DEmoyen - col. 7) et coefficient de variation (CV - col. 8) associés à chaque métrique. Les métriques satisfaisant aux critères définissant les métriques « spécialistes » (= « S » dans col. 6) ou « généralistes » (= « G » dans col. 6) sont indiquées.

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
1	Original BMWP	Station	7	6	G	0,7251	0,1442
2	Revised BMWP	Station	7	6	G	0,7537	0,1380
3	Original ASPT	Station	7	6	G	0,7546	0,0495
4	Revised ASPT	Station	7	5	G	0,7393	0,0593
5	BBI index value	Station	5	5	-	0,6376	0,0359
6	TAX value	Station	6	3	-	0,6166	0,1563
7	EPT value	Station	5	5	-	0,7125	0,1719
8	MTS value	Station	5	5	-	0,6170	0,0406
9	MMIF score	Station	4	4	-	0,4930	0,0531
10	Variety class	Station	7	4	-	0,6067	0,1339
11	GFI	Station	6	6	-	0,6717	0,0936
12	IBGN index value	Station	7	6	G	0,7488	0,0847
13	SPEARpest_number	Station	7	5	G	0,7299	0,2055
14	SPEARpest_number%	Station	7	5	G	0,6780	0,1131
15	SPEARpest_abundance	Station	6	4	-	0,6678	0,5984
16	SPEARpest_abundance%	Station	4	5	-	0,6265	0,4694
17	Bryozoa (%S)	Station	3	2	-	0,4223	0,0582
18	Cnidaria (%S)	Station	1	3	-	0,3629	0,0683
19	Hymenoptera (%S)	Station	2	3	-	0,3726	0,0365
20	Lepidoptera (%S)	Station	0	1	S	0,2392	0,0431
21	Nemertea (%S)	Station	0	2	S	0,2895	0,0350
22	Oligochaeta (%S)	Station	7	5	G	0,5973	0,2716
23	Planipennia (%S)	Station	0	1	S	0,1176	0,0126
24	Porifera (%S)	Station	2	2	-	0,3728	0,0524
25	Coleoptera (%Q)	Station	4	5	-	0,6024	0,5989
26	Lepidoptera (%Q)	Station	0	1	S	0,2392	0,0595
27	Nemertea (%Q)	Station	1	2	S	0,2901	0,0693
28	Planipennia (%Q)	Station	1	0	S	0,1165	0,0169
29	Porifera (%Q)	Station	2	3	-	0,3461	0,0964
30	EP (%S)	Station	5	5	-	0,6241	0,2433
31	EPT (%S)	Station	6	5	-	0,7062	0,1369
32	EPTC (%S)	Station	7	6	G	0,7260	0,1006
33	EPT/Diptera (%S)	Station	7	5	G	0,6482	0,2785
34	EPTC (%Q)	Station	5	5	-	0,6409	0,3357
35	Richness	Station	6	4	-	0,6414	0,1700
36	Shannon	Station	6	7	-	0,7052	0,1522
37	Simpson (1-D)	Station	5	6	-	0,6135	0,1057
38	Life cycle <= 1 year	Station	4	5	-	0,4315	0,0582
39	Nb cycles/yr = 1	Station	7	6	G	0,7183	0,0563
40	Nb cycles/yr > 1	Station	8	6	G	0,7385	0,1338
41	egg	Station	4	4	-	0,4892	0,0371
42	larva	Station	5	5	-	0,5652	0,0551
43	adult	Station	7	5	G	0,5907	0,2440
44	isolated eggs (cemented)	Station	5	6	-	0,6466	0,2109
45	clutches cemented or fixed	Station	6	3	-	0,5112	0,0880
46	clutches (free)	Station	6	6	-	0,6234	0,2033
47	(dispersal) aquatic passive	Station	6	6	-	0,6701	0,0588
48	(dispersal) aquatic active	Station	4	5	-	0,3826	0,0531
49	(dispersal) aerial, active	Station	5	6	-	0,7013	0,0925
50	(resistance forms) none	Station	6	5	-	0,5244	0,0577
51	tegument	Station	4	4	-	0,4135	0,0771
52	gill	Station	5	4	-	0,3711	0,0934
53	hydrostatic vesicle	Station	1	0	S	0,0454	0,0331
54	crawler	Station	6	4	-	0,6690	0,0480
55	detritus <= 1mm	Station	6	4	-	0,4698	0,0900
56	living microphytes	Station	6	6	-	0,5495	0,0794
57	river channel	Station	6	5	-	0,6683	0,1229
58	banks, connected side arms	Station	7	2	-	0,3682	0,0508
59	temporary waters	Station	8	6	G	0,6145	0,1315
60	epirithron	Station	7	6	G	0,6729	0,1066

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
61	metarithron	Station	6	5	-	0,6958	0,0671
62	hyporithron	Station	5	6	-	0,6169	0,0596
63	epipotamon	Station	7	3	-	0,5341	0,0880
64	metapotamon	Station	8	5	G	0,6596	0,1547
65	lowlands	Station	5	4	-	0,4890	0,0597
66	piedmont level	Station	6	5	-	0,5962	0,0961
67	alpine level	Station	7	5	G	0,5666	0,1365
68	2: Pyrenees	Station	7	6	G	0,6371	0,0366
69	4: Alps	Station	5	5	-	0,5252	0,0350
70	8: Vosges, Jura, Massif Central	Station	4	5	-	0,4089	0,0236
71	13a: lowlands (oceanic)	Station	5	1	-	0,4430	0,0439
72	13b: lowlands (mediterranean)	Station	3	4	-	0,4451	0,0774
73	gravel	Station	6	6	-	0,5351	0,0805
74	sand	Station	5	7	-	0,4638	0,0986
75	macrophytes	Station	4	5	-	0,4887	0,0682
76	twigs, roots	Station	6	6	-	0,4181	0,0975
77	null	Station	6	5	-	0,6154	0,2013
78	slow (< 25 cm/s)	Station	3	3	-	0,3930	0,0737
79	medium (25-50 cm/s)	Station	6	5	-	0,6103	0,0734
80	fast (> 50 cm/s)	Station	6	5	-	0,6121	0,1592
81	oligotrophic	Station	7	6	G	0,6704	0,0947
82	mesotrophic	Station	5	4	-	0,4565	0,0625
83	eutrophic	Station	6	5	-	0,6150	0,1499
84	freshwater	Station	6	6	-	0,7226	0,0281
85	brackish water	Station	8	5	G	0,6813	0,1880
86	warm (> 15°C)	Station	5	6	-	0,6067	0,1889
87	eurythermic	Station	5	2	-	0,3386	0,0587
88	xenosaprobic	Station	6	6	-	0,6439	0,2028
89	oligosaprobic	Station	6	6	-	0,6812	0,0804
90	β-mesosaprobic	Station	3	3	-	0,4517	0,0668
91	α-mesosaprobic	Station	6	5	-	0,6466	0,1594
92	polysaprobic	Station	5	6	-	0,6579	0,2831
93	(low pH sensitivity) >= 4-4.5	Station	8	5	G	0,5326	0,1099
94	(low pH sensitivity) >= 4.5-5	Station	3	2	-	0,4743	0,0768
95	(low pH sensitivity) >= 5-5.5	Station	4	0	-	0,3699	0,0534
96	(low pH sensitivity) >= 5.5-6	Station	2	3	-	0,4050	0,0467
97	(low pH sensitivity) > 6	Station	3	1	-	0,4238	0,0611
98	Specialisation: Altitude	Station	7	5	G	0,5491	0,0665
99	Specialisation: Aquatic stages	Station	4	5	-	0,4087	0,0263
100	Specialisation: Biogeographic regions	Station	3	4	-	0,4787	0,0318
101	Specialisation: Current velocity (preferendum)	Station	6	2	-	0,4168	0,0360
102	Specialisation: Dispersal	Station	6	5	-	0,5886	0,0452
103	Specialisation: Feeding habits	Station	4	0	-	0,3315	0,0330
104	Specialisation: Food	Station	1	2	S	0,3960	0,0512
105	Specialisation: Life cycle duration	Station	2	4	-	0,4065	0,0219
106	Specialisation: Locomotion and substrate relation	Station	4	5	-	0,5798	0,0334
107	Specialisation: Longitudinal distribution	Station	3	2	-	0,4122	0,0612
108	Specialisation: Maximal potential dry weight	Station	5	7	-	0,5972	0,0310
109	Specialisation: Maximal potential size	Station	6	7	-	0,6290	0,0307
110	Specialisation: pH (preferendum)	Station	2	4	-	0,3981	0,0626

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
111	Specialisation: Potential number of cycles per year	Station	3	6	-	0,4726	0,0282
112	Specialisation: Reproduction	Station	6	6	-	0,4950	0,0275
113	Specialisation: Resistance forms	Station	2	1	S	0,3404	0,0356
114	Specialisation: Respiration	Station	5	6	-	0,4884	0,0313
115	Specialisation: Salinity (preferendum)	Station	6	5	-	0,6773	0,0333
116	Specialisation: Saprobity	Station	3	3	-	0,4163	0,0361
117	Specialisation: Substrate (preferendum)	Station	0	2	S	0,4055	0,0659
118	Specialisation: Temperature (preferendum)	Station	4	2	-	0,3504	0,0423
119	Specialisation: Transversal distribution	Station	6	5	-	0,6505	0,0572
120	Specialisation: Trophic status (preferendum)	Station	6	5	-	0,6361	0,0386
121	Recouvrement: Altitude	Station	2	4	-	0,2909	0,0094
122	Recouvrement: Aquatic stages	Station	6	4	-	0,5685	0,0186
123	Recouvrement: Biogeographic regions	Station	3	3	-	0,4055	0,0087
124	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	Station	4	1	-	0,3675	0,0194
125	Recouvrement: Dispersal	Station	6	6	-	0,6634	0,0273
126	Recouvrement: Feeding habits	Station	5	3	-	0,4784	0,0492
127	Recouvrement: Food	Station	6	6	-	0,4591	0,0280
128	Recouvrement: Life cycle duration	Station	2	2	-	0,3487	0,0209
129	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	Station	5	4	-	0,4970	0,0355
130	Recouvrement: Longitudinal distribution	Station	5	3	-	0,4132	0,0204
131	Recouvrement: Maximal potential dry weight	Station	2	6	-	0,3753	0,0397
132	Recouvrement: Maximal potential size	Station	4	4	-	0,3601	0,0450
133	Recouvrement: pH (preferendum)	Station	1	2	S	0,3467	0,0082
134	Recouvrement: Potential number of cycles per year	Station	3	3	-	0,4216	0,0261
135	Recouvrement: Reproduction	Station	5	5	-	0,4811	0,0591
136	Recouvrement: Resistance forms	Station	8	4	-	0,5742	0,0408
137	Recouvrement: Respiration	Station	4	3	-	0,3923	0,0319
138	Recouvrement: Salinity (preferendum)	Station	6	5	-	0,6263	0,0071
139	Recouvrement: Saprobity	Station	6	3	-	0,3414	0,0189
140	Recouvrement: Substrate (preferendum)	Station	4	3	-	0,3590	0,0201
141	Recouvrement: Temperature (preferendum)	Station	4	4	-	0,3383	0,0272
142	Recouvrement: Transversal distribution	Station	4	2	-	0,3464	0,0200
143	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	Station	5	2	-	0,3561	0,0185
144	Indice de Rao intra-communautaire (Respiration)	Station	5	5	-	0,6040	0,3263
145	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	Station	8	5	G	0,5601	0,2849
146	Groupe bio a (%S)	Station	3	2	-	0,3533	0,0790
147	Groupe bio f (%S)	Station	7	5	G	0,6236	0,2096
148	Groupe bio h (%S)	Station	7	6	G	0,6212	0,2691
149	Sous-Groupe bio a (%S)	Station	3	2	-	0,3541	0,0791
150	Sous-Groupe bio f (%S)	Station	7	5	G	0,6040	0,2118

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
151	Sous-Groupe bio h (%S)	Station	7	6	G	0,6205	0,2753
152	Sous-Groupe eco F2 (%S)	Station	1	4	-	0,3307	0,0943
153	Sous-Groupe eco G2 (%S)	Station	2	3	-	0,2987	0,0920
154	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%S)	Station	7	5	G	0,4980	0,4297
155	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	Station	7	5	G	0,1638	0,7037
156	Sous-Groupe bio-eco γ2 (%Q)	Station	7	5	G	0,4134	0,7293
157	Diversite écologique (Sous-Groupes)	Station	6	6	-	0,6045	0,1886
158	Diversite bio-écologique (Sous-Groupes)	Station	7	6	G	0,5737	0,1935
159	SPEARpest_number	B1	7	5	G	0,7302	0,2652
160	SPEARpest_number%	B1	6	5	-	0,6766	0,1459
161	SPEARpest_abundance	B1	6	4	-	0,6633	0,6687
162	SPEARpest_abundance%	B1	4	5	-	0,6305	0,5199
163	Bryozoa (%S)	B1	4	3	-	0,4777	0,0662
164	Cnidaria (%S)	B1	1	3	-	0,3514	0,0682
165	Hymenoptera (%S)	B1	0	0	S	0,1611	0,0318
166	Lepidoptera (%S)	B1	0	2	S	0,2066	0,0473
167	Nemathelminthes (%S)	B1	1	3	-	0,2558	0,0948
168	Nemertea (%S)	B1	0	2	S	0,2060	0,0392
169	Planipennia (%S)	B1	1	0	S	0,0829	0,0134
170	Porifera (%S)	B1	3	1	-	0,0977	0,0117
171	Crustacea (%Q)	B1	7	5	G	0,4381	0,6632
172	Hymenoptera (%Q)	B1	1	1	S	0,1611	0,0673
173	Lepidoptera (%Q)	B1	0	1	S	0,2066	0,0643
174	Nemertea (%Q)	B1	0	2	S	0,2060	0,0487
175	Planipennia (%Q)	B1	0	0	S	0,0829	0,0136
176	Porifera (%Q)	B1	1	0	S	0,0977	0,0171
177	EPT (%S)	B1	6	5	-	0,6640	0,1643
178	EPTC (%S)	B1	6	6	-	0,7393	0,1202
179	EPTC (%Q)	B1	6	6	-	0,6239	0,4122
180	Richness	B1	6	5	-	0,6333	0,2092
181	Shannon	B1	5	5	-	0,6374	0,1832
182	Life cycle <= 1 year	B1	5	4	-	0,4399	0,0819
183	Nb cycles/yr = 1	B1	7	6	G	0,6924	0,0761
184	Nb cycles/yr > 1	B1	8	7	G	0,6809	0,1617
185	egg	B1	1	2	S	0,4487	0,0497
186	larva	B1	5	6	-	0,5326	0,0614
187	isolated eggs (cemented)	B1	6	7	-	0,6172	0,2694
188	(dispersal) aquatic passive	B1	6	6	-	0,5837	0,0759
189	(dispersal) aquatic active	B1	3	3	-	0,3636	0,0648
190	(dispersal) aerial, active	B1	5	6	-	0,6986	0,1128
191	(resistance forms) none	B1	5	5	-	0,4921	0,0733
192	tégument	B1	4	4	-	0,3818	0,0961
193	hydrostatic vesicle	B1	1	0	S	0,0418	0,0287
194	crawler	B1	6	4	-	0,5800	0,0643
195	river channel	B1	5	5	-	0,6043	0,1554
196	banks, connected side arms	B1	6	2	-	0,3338	0,0580
197	epirithron	B1	6	6	-	0,6665	0,1162
198	metarithron	B1	6	6	-	0,7023	0,0812
199	hyporithron	B1	5	6	-	0,6092	0,0752
200	epipotamon	B1	5	2	-	0,4717	0,0916
201	metapotamon	B1	8	5	G	0,6300	0,1759
202	lowlands	B1	5	3	-	0,5349	0,0639
203	2: Pyrenees	B1	6	6	-	0,5757	0,0424
204	4: Alps	B1	3	2	-	0,4450	0,0394
205	8: Vosges, Jura, Massif Central	B1	5	2	-	0,3983	0,0302
206	13a: lowlands (oceanic)	B1	5	1	-	0,4102	0,0493
207	13b: lowlands (mediterranean)	B1	3	1	-	0,3976	0,0952
208	gravel	B1	7	4	-	0,4939	0,0964
209	macrophytes	B1	5	4	-	0,4273	0,0826
210	slow (< 25 cm/s)	B1	0	0	S	0,3423	0,0862

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
211	medium (25-50 cm/s)	B1	6	5	-	0,5874	0,0962
212	oligotrophic	B1	7	6	G	0,6417	0,1077
213	mesotrophic	B1	5	2	-	0,4134	0,0697
214	eutrophic	B1	7	6	G	0,5988	0,1628
215	freshwater	B1	6	6	-	0,7049	0,0335
216	brackish water	B1	8	5	G	0,6430	0,2153
217	eurythermic	B1	5	1	-	0,3233	0,0690
218	xenosaprobic	B1	6	6	-	0,6040	0,2215
219	oligosaprobic	B1	5	6	-	0,6605	0,0931
220	β-mesosaprobic	B1	3	2	-	0,4036	0,0741
221	α-mesosaprobic	B1	6	5	-	0,6195	0,1746
222	(low pH sensitivity) >= 4.5-5	B1	3	0	S	0,4260	0,0989
223	(low pH sensitivity) >= 5-5.5	B1	2	1	S	0,3437	0,0627
224	(low pH sensitivity) >= 5.5-6	B1	2	2	-	0,4174	0,0571
225	(low pH sensitivity) > 6	B1	0	1	S	0,3754	0,0800
226	Specialisation: Altitude	B1	6	4	-	0,5538	0,0706
227	Specialisation: Aquatic stages	B1	3	4	-	0,4201	0,0336
228	Specialisation: Biogeographic regions	B1	2	4	-	0,4711	0,0411
229	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B1	6	2	-	0,4057	0,0453
230	Specialisation: Dispersal	B1	6	5	-	0,6320	0,0546
231	Specialisation: Feeding habits	B1	4	3	-	0,3426	0,0417
232	Specialisation: Food	B1	1	2	S	0,3854	0,0659
233	Specialisation: Life cycle duration	B1	3	2	-	0,3480	0,0276
234	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B1	5	4	-	0,5174	0,0401
235	Specialisation: Longitudinal distribution	B1	5	1	-	0,4330	0,0702
236	Specialisation: Maximal potential dry weight	B1	5	7	-	0,5934	0,0392
237	Specialisation: Maximal potential size	B1	5	6	-	0,5996	0,0397
238	Specialisation: pH (preferendum)	B1	2	3	-	0,3806	0,0818
239	Specialisation: Potential number of cycles per year	B1	5	2	-	0,4286	0,0341
240	Specialisation: Reproduction	B1	4	5	-	0,5029	0,0368
241	Specialisation: Resistance forms	B1	3	2	-	0,3099	0,0430
242	Specialisation: Respiration	B1	5	5	-	0,4930	0,0393
243	Specialisation: Salinity (preferendum)	B1	6	5	-	0,6889	0,0397
244	Specialisation: Saprobity	B1	4	3	-	0,3953	0,0435
245	Specialisation: Substrate (preferendum)	B1	1	0	S	0,3686	0,0760
246	Specialisation: Temperature (preferendum)	B1	2	4	-	0,3274	0,0509
247	Specialisation: Transversal distribution	B1	5	5	-	0,5842	0,0679
248	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B1	7	6	G	0,6098	0,0443
249	Recouvrement: Altitude	B1	2	3	-	0,3348	0,0115
250	Recouvrement: Aquatic stages	B1	6	4	-	0,5281	0,0220
251	Recouvrement: Biogeographic regions	B1	3	3	-	0,4135	0,0110
252	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B1	4	1	-	0,4084	0,0231
253	Recouvrement: Dispersal	B1	6	5	-	0,6521	0,0320
254	Recouvrement: Feeding habits	B1	5	3	-	0,4835	0,0597
255	Recouvrement: Food	B1	4	3	-	0,4468	0,0343

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
256	Recouvrement: Life cycle duration	B1	2	2	-	0,3470	0,0269
257	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B1	6	4	-	0,4735	0,0411
258	Recouvrement: Longitudinal distribution	B1	6	4	-	0,4493	0,0231
259	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B1	1	5	-	0,3497	0,0469
260	Recouvrement: Maximal potential size	B1	1	3	-	0,3541	0,0531
261	Recouvrement: pH (preferendum)	B1	2	2	-	0,3377	0,0095
262	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B1	3	3	-	0,4385	0,0308
263	Recouvrement: Reproduction	B1	5	4	-	0,5405	0,0702
264	Recouvrement: Resistance forms	B1	6	4	-	0,5479	0,0513
265	Recouvrement: Respiration	B1	4	3	-	0,3710	0,0385
266	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B1	5	5	-	0,5946	0,0088
267	Recouvrement: Saprobity	B1	6	2	-	0,3384	0,0224
268	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B1	2	1	S	0,3760	0,0236
269	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B1	5	4	-	0,3305	0,0307
270	Recouvrement: Transversal distribution	B1	4	3	-	0,3732	0,0225
271	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B1	5	2	-	0,3492	0,0205
272	Indice de Rao intra-communautaire (Trophic status (preferendum))	B1	7	5	G	0,5393	0,3337
273	Groupe bio a (%S)	B1	6	3	-	0,4016	0,0729
274	Groupe bio f (%S)	B1	7	5	G	0,5762	0,2606
275	Sous-Groupe bio a (%S)	B1	6	3	-	0,4010	0,0735
276	Sous-Groupe bio b1 (%S)	B1	7	5	G	0,4445	0,4056
277	Sous-Groupe bio f (%S)	B1	7	5	G	0,5645	0,2619
278	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	B1	7	5	G	0,3922	0,6833
279	Groupe eco G (%S)	B1	5	2	-	0,2811	0,0949
280	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B1	2	4	-	0,2279	0,0960
281	SPEARpest_number	B2	7	5	G	0,7453	0,2671
282	SPEARpest_number%	B2	6	5	-	0,6472	0,1508
283	SPEARpest_abundance	B2	5	3	-	0,6499	0,6701
284	Bryozoa (%S)	B2	4	2	-	0,4627	0,0611
285	Cnidaria (%S)	B2	4	5	-	0,3397	0,0528
286	Hirudinea (%S)	B2	2	5	-	0,5049	0,0996
287	Hymenoptera (%S)	B2	3	3	-	0,4140	0,0385
288	Lepidoptera (%S)	B2	0	0	S	0,0348	0,0132
289	Megaloptera (%S)	B2	2	3	-	0,4207	0,6852
290	Nemathelminthes (%S)	B2	0	3	S	0,2873	0,0951
291	Nemertea (%S)	B2	1	2	S	0,2270	0,0443
292	Planipennia (%S)	B2	1	2	S	0,1327	0,0246
293	Porifera (%S)	B2	4	3	-	0,2964	0,0293
294	Bryozoa (%Q)	B2	3	2	-	0,4627	0,0858
295	Cnidaria (%Q)	B2	1	0	S	0,1757	0,0527
296	Crustacea (%Q)	B2	7	6	G	0,3885	0,6016
297	Hirudinea (%Q)	B2	2	3	-	0,4501	0,0971
298	Lepidoptera (%Q)	B2	0	0	S	0,0348	0,0281
299	Nemertea (%Q)	B2	1	1	S	0,2270	0,0558
300	Planipennia (%Q)	B2	0	0	S	0,1327	0,0338

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
301	Porifera (%Q)	B2	1	0	S	0,2964	0,0643
302	EPT (%S)	B2	6	5	-	0,6640	0,1589
303	EPTC (%S)	B2	5	5	-	0,6944	0,1226
304	EPTC (%Q)	B2	4	5	-	0,6112	0,3587
305	Richness	B2	7	4	-	0,6919	0,2042
306	Shannon	B2	6	6	-	0,6902	0,1855
307	Simpson (1-D)	B2	3	5	-	0,6025	0,1402
308	Simpson (1/D)	B2	5	6	-	0,6096	0,4034
309	(dried mass) > 2048 mg MS	B2	1	3	-	0,2614	0,0742
310	Life cycle <= 1 year	B2	4	6	-	0,4473	0,0741
311	Nb cycles/yr = 1	B2	6	5	-	0,7143	0,0724
312	Nb cycles/yr > 1	B2	7	5	G	0,7006	0,1663
313	egg	B2	5	3	-	0,5061	0,0520
314	larva	B2	4	6	-	0,5182	0,0703
315	isolated eggs (cemented)	B2	6	5	-	0,6342	0,2522
316	clutches (free)	B2	6	5	-	0,6113	0,2991
317	(dispersal) aquatic passive	B2	5	7	-	0,6283	0,0754
318	(dispersal) aquatic active	B2	5	2	-	0,4279	0,0680
319	(dispersal) aerial, active	B2	7	6	G	0,7045	0,1120
320	(resistance forms) none	B2	6	5	-	0,4716	0,0792
321	hydrostatic vesicle	B2	0	0	S	0,0030	0,0005
322	crawler	B2	6	4	-	0,6518	0,0624
323	interstitial	B2	7	5	G	0,5742	0,1707
324	living microphytes	B2	5	6	-	0,5465	0,0993
325	river channel	B2	6	5	-	0,6569	0,1411
326	banks, connected side arms	B2	5	0	-	0,3370	0,0637
327	temporary waters	B2	7	5	G	0,6080	0,1665
328	epirithron	B2	6	6	-	0,6706	0,1130
329	metarithron	B2	5	5	-	0,6766	0,0789
330	hyporithron	B2	6	5	-	0,6120	0,0737
331	epipotamon	B2	6	3	-	0,4852	0,0951
332	metapotamon	B2	7	5	G	0,6812	0,1777
333	lowlands	B2	5	3	-	0,5198	0,0726
334	2: Pyrenees	B2	5	6	-	0,6080	0,0453
335	4: Alps	B2	5	3	-	0,4701	0,0405
336	8: Vosges, Jura, Massif Central	B2	4	1	-	0,4031	0,0305
337	13a: lowlands (oceanic)	B2	4	1	-	0,4542	0,0525
338	macrophytes	B2	3	3	-	0,3764	0,0927
339	slow (< 25 cm/s)	B2	3	4	-	0,3715	0,0994
340	medium (25-50 cm/s)	B2	6	5	-	0,5781	0,0797
341	oligotrophic	B2	7	6	G	0,6858	0,1052
342	mesotrophic	B2	4	2	-	0,4264	0,0731
343	eutrophic	B2	5	6	-	0,6376	0,1763
344	freshwater	B2	6	5	-	0,7256	0,0334
345	brackish water	B2	6	5	-	0,6679	0,2247
346	eurythermic	B2	4	2	-	0,3558	0,0698
347	xenosaprobic	B2	6	6	-	0,6112	0,2133
348	oligosaprobic	B2	6	6	-	0,6515	0,0897
349	β-mesosaprobic	B2	3	1	-	0,4293	0,0728
350	α-mesosaprobic	B2	5	5	-	0,6459	0,1774
351	polysaprobic	B2	6	6	-	0,6389	0,3381
352	(low pH sensitivity) >= 5-5.5	B2	3	2	-	0,3923	0,0749
353	(low pH sensitivity) >= 5.5-6	B2	1	2	S	0,4090	0,0634
354	(low pH sensitivity) > 6	B2	3	1	-	0,4767	0,0842
355	Specialisation: Altitude	B2	6	6	-	0,5807	0,0705

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DÉ moyen	CV moyen
356	Specialisation: Aquatic stages	B2	2	4	-	0,4473	0,0396
357	Specialisation: Biogeographic regions	B2	3	3	-	0,4554	0,0463
358	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B2	5	3	-	0,4175	0,0425
359	Specialisation: Dispersal	B2	5	6	-	0,5723	0,0538
360	Specialisation: Feeding habits	B2	3	1	-	0,4237	0,0463
361	Specialisation: Food	B2	3	5	-	0,4747	0,0691
362	Specialisation: Life cycle duration	B2	3	4	-	0,4190	0,0288
363	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B2	5	4	-	0,5340	0,0457
364	Specialisation: Longitudinal distribution	B2	4	5	-	0,4745	0,0561
365	Specialisation: Maximal potential dry weight	B2	6	6	-	0,6252	0,0420
366	Specialisation: Maximal potential size	B2	7	5	G	0,6476	0,0429
367	Specialisation: pH (preferendum)	B2	5	2	-	0,4521	0,0789
368	Specialisation: Potential number of cycles per year	B2	6	6	-	0,5080	0,0366
369	Specialisation: Reproduction	B2	6	3	-	0,5113	0,0382
370	Specialisation: Resistance forms	B2	1	1	S	0,3131	0,0456
371	Specialisation: Respiration	B2	5	5	-	0,4628	0,0408
372	Specialisation: Salinity (preferendum)	B2	6	5	-	0,6896	0,0384
373	Specialisation: Saprobity	B2	2	3	-	0,4423	0,0406
374	Specialisation: Substrate (preferendum)	B2	2	3	-	0,4835	0,0787
375	Specialisation: Temperature (preferendum)	B2	2	1	S	0,3538	0,0522
376	Specialisation: Transversal distribution	B2	6	5	-	0,6480	0,0705
377	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B2	7	5	G	0,5942	0,0468
378	Recouvrement: Altitude	B2	2	4	-	0,2984	0,0141
379	Recouvrement: Aquatic stages	B2	5	4	-	0,4801	0,0226
380	Recouvrement: Biogeographic regions	B2	1	3	-	0,4082	0,0111
381	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B2	2	2	-	0,3141	0,0249
382	Recouvrement: Dispersal	B2	5	6	-	0,6474	0,0336
383	Recouvrement: Feeding habits	B2	5	4	-	0,5132	0,0611
384	Recouvrement: Food	B2	4	5	-	0,4696	0,0353
385	Recouvrement: Life cycle duration	B2	1	2	S	0,3587	0,0263
386	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B2	5	4	-	0,5191	0,0428
387	Recouvrement: Longitudinal distribution	B2	2	4	-	0,4566	0,0244
388	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B2	3	4	-	0,3625	0,0475
389	Recouvrement: Maximal potential size	B2	4	4	-	0,3807	0,0561
390	Recouvrement: pH (preferendum)	B2	5	2	-	0,3785	0,0098
391	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B2	4	4	-	0,4724	0,0330
392	Recouvrement: Reproduction	B2	4	4	-	0,4847	0,0746
393	Recouvrement: Resistance forms	B2	5	4	-	0,5134	0,0574
394	Recouvrement: Respiration	B2	3	1	-	0,3807	0,0342
395	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B2	4	6	-	0,5383	0,0100

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
396	Recouvrement: Saprobity	B2	4	3	-	0,3639	0,0229
397	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B2	3	2	-	0,3600	0,0262
398	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B2	2	4	-	0,3875	0,0317
399	Recouvrement: Transversal distribution	B2	2	2	-	0,3593	0,0219
400	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B2	4	5	-	0,4211	0,0205
401	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	B2	7	5	G	0,5748	0,3189
402	Groupe bio a (%S)	B2	5	2	-	0,4567	0,0645
403	Sous-Groupe bio a (%S)	B2	5	2	-	0,4556	0,0649
404	Sous-Groupe bio b1 (%S)	B2	7	6	G	0,4171	0,3275
405	Groupe bio a (%Q)	B2	4	2	-	0,3830	0,0967
406	Sous-Groupe bio a (%Q)	B2	4	2	-	0,3836	0,0955
407	Sous-Groupe eco F2 (%S)	B2	3	3	-	0,2692	0,0700
408	Sous-Groupe eco G1 (%S)	B2	1	2	S	0,2181	0,0783
409	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B2	2	2	-	0,2200	0,0706
410	Sous-Groupe eco G2 (%Q)	B2	0	1	S	0,1462	0,0866
411	Sous-Groupe bio-eco α1 (%S)	B2	7	5	G	0,1022	0,3178
412	Sous-Groupe bio-eco α1 (%Q)	B2	8	6	G	0,1143	0,6433
413	Diversite ecologique (Groupes)	B2	5	5	-	0,6022	0,1710
414	Diversite bio-ecologique (Sous-Groupes)	B2	7	6	G	0,5691	0,2257
415	SPEARpest_number	B3	7	5	G	0,7271	0,2833
416	SPEARpest_number%	B3	6	5	-	0,6315	0,1549
417	SPEARpest_abundance	B3	6	4	-	0,6547	0,6659
418	Bryozoa (%S)	B3	4	2	-	0,2372	0,0241
419	Cnidaria (%S)	B3	2	5	-	0,3648	0,0532
420	Crustacea (%S)	B3	7	5	G	0,4336	0,3579
421	Hirudinea (%S)	B3	4	4	-	0,4930	0,0946
422	Hymenoptera (%S)	B3	3	3	-	0,4235	0,0442
423	Lepidoptera (%S)	B3	1	0	S	0,0544	0,0328
424	Megaloptera (%S)	B3	2	2	-	0,3595	0,0776
425	Nemathelminthes (%S)	B3	1	2	S	0,3156	0,0842
426	Nemertea (%S)	B3	1	2	S	0,1683	0,0443
427	Planipennia (%S)	B3	1	0	S	0,1213	0,0421
428	Porifera (%S)	B3	2	4	-	0,2443	0,0473
429	Bryozoa (%Q)	B3	2	1	S	0,2372	0,0448
430	Crustacea (%Q)	B3	7	5	G	0,3827	0,5976
431	Hymenoptera (%Q)	B3	1	2	S	0,3434	0,0920
432	Lepidoptera (%Q)	B3	0	0	S	0,0544	0,0326
433	Nemertea (%Q)	B3	0	1	S	0,1683	0,0551
434	Planipennia (%Q)	B3	1	0	S	0,1213	0,0460
435	Porifera (%Q)	B3	2	1	S	0,2443	0,0638
436	EPT (%S)	B3	7	5	G	0,6585	0,1691
437	EPTC (%S)	B3	6	6	-	0,7068	0,1283
438	EPT/Diptera (%S)	B3	7	5	G	0,5948	0,3506
439	Richness	B3	6	4	-	0,6810	0,2174
440	Shannon	B3	6	5	-	0,6367	0,1777
441	Life cycle <= 1 year	B3	5	6	-	0,4497	0,0789
442	Nb cycles/yr = 1	B3	7	6	G	0,7138	0,0784
443	Nb cycles/yr > 1	B3	8	5	G	0,7014	0,1728
444	egg	B3	5	5	-	0,5263	0,0540
445	larva	B3	5	5	-	0,5076	0,0696

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
446	isolated eggs (cemented)	B3	7	5	G	0,6152	0,2537
447	(dispersal) aquatic passive	B3	6	6	-	0,6528	0,0765
448	(dispersal) aquatic active	B3	5	2	-	0,4433	0,0682
449	(dispersal) aerial, active	B3	6	6	-	0,6896	0,1204
450	(resistance forms) none	B3	5	5	-	0,4886	0,0811
451	hydrostatic vesicle	B3	0	0	S	0,0146	0,0201
452	crawler	B3	7	5	G	0,6883	0,0669
453	interstitial	B3	6	4	-	0,6069	0,1875
454	river channel	B3	6	5	-	0,6332	0,1499
455	banks, connected side arms	B3	3	1	-	0,3218	0,0634
456	epirithron	B3	6	6	-	0,6746	0,1174
457	metarithron	B3	6	6	-	0,6810	0,0824
458	hyporithron	B3	7	5	G	0,5975	0,0783
459	epipotamon	B3	4	3	-	0,5010	0,0974
460	metapotamon	B3	7	6	G	0,6558	0,1854
461	lowlands	B3	5	3	-	0,4858	0,0729
462	2: Pyrenees	B3	5	5	-	0,5757	0,0436
463	4: Alps	B3	2	3	-	0,4596	0,0396
464	8: Vosges, Jura, Massif Central	B3	3	2	-	0,4001	0,0314
465	13a: lowlands (oceanic)	B3	4	2	-	0,4141	0,0514
466	13b: lowlands (mediterranean)	B3	3	2	-	0,4138	0,0972
467	macrophytes	B3	4	4	-	0,4059	0,0847
468	medium (25-50 cm/s)	B3	6	5	-	0,5537	0,0858
469	oligotrophic	B3	7	7	G	0,6615	0,1045
470	mesotrophic	B3	4	1	-	0,3873	0,0746
471	eutrophic	B3	7	6	G	0,6200	0,1798
472	freshwater	B3	7	6	G	0,7167	0,0348
473	brackish water	B3	8	5	G	0,6562	0,2355
474	eurythermic	B3	2	1	S	0,3344	0,0698
475	oligosaprobic	B3	7	6	G	0,6609	0,0875
476	β-mesosaprobic	B3	3	3	-	0,4358	0,0743
477	α-mesosaprobic	B3	6	5	-	0,6796	0,1792
478	polysaprobic	B3	5	5	-	0,6126	0,3937
479	(low pH sensitivity) < 4	B3	5	4	-	0,6242	0,2092
480	(low pH sensitivity) >= 5-5.5	B3	2	2	-	0,3602	0,0714
481	(low pH sensitivity) >= 5.5-6	B3	2	3	-	0,3805	0,0623
482	(low pH sensitivity) > 6	B3	1	1	S	0,4514	0,0838
483	Specialisation: Altitude	B3	6	5	-	0,5397	0,0776
484	Specialisation: Aquatic stages	B3	5	6	-	0,4445	0,0365
485	Specialisation: Biogeographic regions	B3	5	3	-	0,4793	0,0481
486	Specialisation: Current velocity (preferendum)	B3	8	4	-	0,4119	0,0483
487	Specialisation: Dispersal	B3	5	5	-	0,5687	0,0542
488	Specialisation: Feeding habits	B3	4	4	-	0,3829	0,0441
489	Specialisation: Food	B3	3	3	-	0,3913	0,0712
490	Specialisation: Life cycle duration	B3	2	5	-	0,3826	0,0300
491	Specialisation: Locomotion and substrate relation	B3	5	5	-	0,5730	0,0445
492	Specialisation: Longitudinal distribution	B3	5	1	-	0,4276	0,0631
493	Specialisation: Maximal potential dry weight	B3	5	6	-	0,5899	0,0419
494	Specialisation: Maximal potential size	B3	6	5	-	0,6090	0,0435
495	Specialisation: pH (preferendum)	B3	1	3	-	0,4323	0,0841
496	Specialisation: Potential number of cycles per year	B3	5	6	-	0,4901	0,0375
497	Specialisation: Reproduction	B3	6	4	-	0,5172	0,0410
498	Specialisation: Resistance forms	B3	1	2	S	0,3201	0,0496
499	Specialisation: Respiration	B3	5	5	-	0,4823	0,0392
500	Specialisation: Salinity (preferendum)	B3	6	5	-	0,6782	0,0399

Annexe V : (suite)

N°	Métriques biologiques	Echelle d'observation	Spécificité (pressions physico-chimiques)	Spécificité (Pressions hydro-morphologiques)	S vs. G	DE moyen	CV moyen
501	Specialisation: Saprobity	B3	1	3	-	0,4553	0,0464
502	Specialisation: Substrate (preferendum)	B3	5	3	-	0,4581	0,0831
503	Specialisation: Temperature (preferendum)	B3	2	2	-	0,3444	0,0543
504	Specialisation: Transversal distribution	B3	6	5	-	0,6370	0,0725
505	Specialisation: Trophic status (preferendum)	B3	8	5	G	0,6084	0,0503
506	Recouvrement: Altitude	B3	3	4	-	0,2937	0,0135
507	Recouvrement: Aquatic stages	B3	4	4	-	0,5062	0,0235
508	Recouvrement: Biogeographic regions	B3	1	3	-	0,3754	0,0104
509	Recouvrement: Current velocity (preferendum)	B3	4	1	-	0,3428	0,0261
510	Recouvrement: Dispersal	B3	5	5	-	0,6454	0,0335
511	Recouvrement: Feeding habits	B3	5	3	-	0,4963	0,0640
512	Recouvrement: Food	B3	5	4	-	0,4119	0,0369
513	Recouvrement: Life cycle duration	B3	2	1	S	0,3410	0,0275
514	Recouvrement: Locomotion and substrate relation	B3	7	5	G	0,5429	0,0449
515	Recouvrement: Longitudinal distribution	B3	3	5	-	0,4499	0,0259
516	Recouvrement: Maximal potential dry weight	B3	2	3	-	0,3555	0,0486
517	Recouvrement: Maximal potential size	B3	1	1	S	0,3246	0,0598
518	Recouvrement: pH (preferendum)	B3	3	1	-	0,3799	0,0104
519	Recouvrement: Potential number of cycles per year	B3	5	4	-	0,4975	0,0333
520	Recouvrement: Reproduction	B3	6	6	-	0,5520	0,0747
521	Recouvrement: Resistance forms	B3	7	4	-	0,5698	0,0513
522	Recouvrement: Respiration	B3	2	0	S	0,3272	0,0390
523	Recouvrement: Salinity (preferendum)	B3	5	6	-	0,5340	0,0099
524	Recouvrement: Saprobity	B3	5	6	-	0,3802	0,0236
525	Recouvrement: Substrate (preferendum)	B3	2	2	-	0,3752	0,0264
526	Recouvrement: Temperature (preferendum)	B3	3	2	-	0,3640	0,0327
527	Recouvrement: Transversal distribution	B3	6	1	-	0,3099	0,0242
528	Recouvrement: Trophic status (preferendum)	B3	5	5	-	0,4216	0,0214
529	Indice de Rao intra-communautaire (Potential number of cycles per year)	B3	7	6	G	0,5657	0,3075
530	Groupe bio a (%S)	B3	5	2	-	0,4174	0,0504
531	Groupe bio b (%S)	B3	7	5	G	0,4872	0,3740
532	Sous-Groupe bio a (%S)	B3	5	2	-	0,4174	0,0506
533	Sous-Groupe bio h (%S)	B3	7	6	G	0,5587	0,3399
534	Groupe bio b (%Q)	B3	7	5	G	0,3558	0,6581
535	Sous-Groupe bio b1 (%Q)	B3	7	5	G	0,3716	0,6397
536	Sous-Groupe eco F2 (%S)	B3	3	2	-	0,2495	0,0848
537	Sous-Groupe eco G1 (%S)	B3	0	1	S	0,2056	0,0905
538	Sous-Groupe eco G2 (%S)	B3	1	0	S	0,2622	0,0917
539	Groupe bio-eco ζ (%S)	B3	4	6	-	0,6224	0,4047
540	Sous-Groupe bio-eco ζ (%S)	B3	4	7	-	0,6247	0,4040



Action scientifique

*" Développement et optimisation
de l'indice invertébrés
multimétrique (I_2M_2) pour les
cours d'eau "*

Rapport d'avancement du projet

Rédaction : Cédric Mondy & Philippe Usseglio-Polatera

Décembre 2011

Sommaire

I - Introduction.....	1
II - Développement de l'indice invertébrés multi-métrique (I_2M_2).....	3
1 – Données utilisées.....	3
2 - Livrable 1 : Sélection validée de métriques aptes à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour les différents types de masses d'eau (= métriques généralistes).....	3
2.1 - Description simplifiée du principe et de la procédure de sélection des métriques candidates adoptée.....	3
2.1.2 - Quatre critères de sélection.....	5
2.1.2.1 - La spécificité.....	5
2.1.2.2 - Le pouvoir de discrimination.....	5
2.1.2.3 - La stabilité en conditions de référence.....	5
2.1.2.4 - Des calculs répétés par bootstrapping pour une évaluation plus robuste du pouvoir de discrimination et du coefficient de variation.....	7
2.1.2.5 - La non redondance.....	7
2.2 - Résultats de l'application de la procédure de sélection.....	7
2.2.1. - Spécificité des métriques.....	7
2.2.2 - Pouvoir de discrimination des métriques.....	7
2.2.3 - Stabilité des métriques dans les LIRRs.....	9
2.2.4 - Métriques candidates.....	9
3 - Livrable 5 : une Version « V1 » opérationnelle de l'indice invertébrés multi-métrique (I_2M_2).....	9
3.1 – Principe de calcul de l' I_2M_2	9
3.2 - Démarche adoptée pour définir la sélection finale des métriques intégrées à l' I_2M_2	9
3.3 - Résultats de l'application de la démarche itérative de définition des indices multimétriques potentiels et de sélection de l'indice proposé en « v1 ».....	11
4 - Limites de classes de qualité pour l' I_2M_2	13
5 - Performances de la « v1 » de l' I_2M_2	17
5.1 - Efficacité de discrimination de l' I_2M_2	17
5.2 - Comparaison de l' I_2M_2 avec l'IBGN et l'ICM _{STAR}	17
5.2.1 - Corrélations de l' I_2M_2 avec l'indice multimétrique européen de calibration (ICM _{STAR}).....	17
5.2.2 - Comparaison de l'efficacité de l' I_2M_2 avec celles de l'IBGN et de l'ICM _{STAR}	17
III- Valeurs de référence pour les métriques indicatrices de l'état écologique d'un cours d'eau (Livrable 4) et listes faunistiques de référence par type de cours d'eau (Livrable 3).....	19
1 - Valeurs de référence pour les métriques indicatrices de l'état écologique d'un cours d'eau (Livrable 4).....	19
2 - Listes faunistiques de référence par type de cours d'eau (Livrable 3).....	21
2.1 – Modélisation de la probabilité de présence des taxons à partir de leur patron de répartition dans les différents types de cours d'eau.....	21

2.2 – Apport de la prise en compte de la saison dans les prédictions de probabilité de présence des taxons.....	23
IV - Reconstitution des conditions de référence biologique pour les types de cours d'eau relevant du protocole RCS pour lesquels les données sont insuffisantes (Livrable 8).....	27
1. Le contexte réglementaire.....	27
2. Une approche basée sur les profils d'affinité des taxons pour un certain nombre de caractéristiques environnementales de l'échelle mésohabitationnelle à l'échelle écorégionale.....	27
3. Une probabilité de présence par « point de prélèvement » à partir de probabilités de présence objectives calculées à l'échelle de chaque couple « substrat x vitesse de courant »	31
4. Un travail préalable de recodage des profils de traits indispensable	31
5. La possibilité de calculer un écart en liste faunistique observée et liste faunistique théorique	31
V - Adaptation de l'I ₂ M ₂ (V1) aux grands cours d'eau (livrable 6).....	33
1 – Utilisation de listes IBGA/RCS pour compléter les données existantes.....	33
2 – Base de calcul des métriques.....	35
3 – Pressions prises en compte.....	37
4 – Définition des conditions de référence.....	37
5 – Construction de l'indice.....	37
VI - Définir une sélection de métriques complémentaires (Livrable 2) apte à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour différents types de pressions anthropiques spécifiques (= métriques spécifiques)	39
1 - Métriques spécifiques.....	39
2 – Compromis entre niveau de spécificité et capacité de discrimination des métriques.....	39
VII - Proposer une procédure permettant l'identification ciblée de différentes catégories de pressions anthropiques (Livrable 7).....	41
1 - Un principe de construction basé sur une forêt d'arbres de classification	41
2 - Exemple d'application.....	43
2.1 - Performances.....	43
2.2 - Interprétation.....	45
2.3 – Sortie graphique de l'outil de diagnostic.....	49
VIII - Conclusion/Bilan.....	51
1. L'I ₂ M ₂ : un indice robuste, à fort pouvoir de discrimination.....	51

2. L'outil diagnostique : un complément indispensable à l'I ₂ M ₂	53
3. L'adaptation de l'I ₂ M ₂ aux grands cours d'eaux : un chantier à poursuivre	55
Valorisation scientifique.....	57
Références citées.....	59
ANNEXES.....	61
Annexe A : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau.....	63
Annexe B : Paramètres hydromorphologiques utilisés pour caractériser l'intégrité physique de l'habitat.....	69
Annexe C : Correspondances entre typologie nationale et typologie « I ₂ M ₂ ».....	71
Annexe D : Listes de référence par type « I ₂ M ₂ » de cours d'eau, i.e. probabilités de présence des taxons pour chaque type de cours d'eau obtenues par régression logistique.....	73
Annexe D1 : Listes de référence pour les types « I ₂ M ₂ » de cours d'eau 1 à 11-4.....	75
Annexe D2 : Listes de référence pour les types « I ₂ M ₂ » de cours d'eau 12 à 30.....	81
Annexe D3 : Listes de référence pour les types « I ₂ M ₂ » de cours d'eau 31 à 52.....	87
Annexe E : Liste des 489 métriques spécifiques.....	93

Index des Figures

Figure 1. Schéma du processus de développement de l'I ₂ M ₂ (adapté d'après Mondy et al. 2012)....	2
Figure 2 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'I ₂ M ₂ sur le jeu de données « bon état » (en blanc = LIRRs) et de données « impactées » (en grisé = IRRs) pour 10 catégories de pression relatives à la qualité de l'eau, sur le jeu de données d'apprentissage (couleur uniforme) et le jeu de données test (rayures), (Mondy et al. 2012).....	14
Figure 3 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l'I ₂ M ₂ sur le jeu de données « bon état » (en blanc = LIRRs) et de données « impactées » (en grisé = IRRs) pour 7 catégories de pressions relatives à l'intégrité physique de l'habitat sur le jeu de données d'apprentissage (couleur uniforme) et le jeu de données test (rayures), (Mondy et al. 2012).....	15
Figure 4 : Comparaison de l'efficacité de discrimination (DE) de l'I ₂ M ₂ , de l'ICM _{STAR} et de l'IBGN pour 17 catégories de pressions relatives à la qualité de l'eau et à l'intégrité physique de l'habitat. Distributions respectives des valeurs de DE (Min/Q25/Médiane/Q75/Max), (Mondy et al. 2012). Des lettres différentes (a, b ou c) indiquent une différence significative dans la distribution des valeurs de DE (test post-hoc de comparaison multiple après une ANOVA de Friedman, $\alpha = 0.05$)	16
Figure 5. Schéma du processus proposé pour reconstituer les conditions de référence à partir des profils bio-écologiques des taxons.....	28
Figure 6. Compromis entre capacité de discrimination et degré de spécificité des métriques biologiques étudiées (n = 2525). La courbe de régression, le coefficient de détermination ajusté et la p-value obtenus avec le modèle additif généralisé (GAM) sont indiqués.....	38
Figure 7. Illustration de trois modèles de type « random forest » aux performances contrastées : (a, b) faible performance (MES), (c, d) performance correcte (micro-polluants minéraux) et (e, f) bonne performance (risque de colmatage). (a, c et e) L'estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve) fournit une évaluation de la qualité du modèle (cf. Fawcett 2006). (b, d et f) Détermination de la valeur de cut-off (i.e. valeur de risque prédit au delà duquel une station est considérée comme présentant un risque « significatif » d'altération) maximisant à la fois le TPR et le TNR.....	40
Figure 8. Performances des trois groupes de modèles pour quatre paramètres de qualité : AUC (a), CCR (b), K (c) et la sensibilité (d). Chaque boîte représente l'étendue entre les 25ème et 75ème percentiles. La médiane est représentée par la ligne noire épaisse. Les moustaches fournissent l'étendue (min/max) de variation par groupe. Voir le texte pour une description plus détaillée des quatre paramètres de qualité.....	44
Figure 9. Relations entre utilisation des modalités de traits bio-écologiques et risque d'altération d'après les modèles « random forest » construits pour le risque de contamination par des « micro-polluants minéraux » (a, b, c et d) et pour le risque de colmatage (e, f, g et h).....	46

Figure 10. Sortie graphique de l'outil de diagnostic avec ses trois composantes : « contamination organique », « contamination toxique » et « dégradation de l'habitat ». Trois exemples d'opérations de contrôle (n° 846, 423729 et 424317) pour lesquelles l'outil de diagnostic prédit des modèles de risques d'altération différents sont donnés.....48

Figure 11. Représentation du changement de limite de classe entre l'indice IBGN et l'indice I₂M₂. (M. Ferréol ,communication personnelle).....52

Index des Tableaux

Tableau I. Catégories de pressions pouvant altérer la qualité de l'eau ou l'intégrité physique de l'habitat considérées dans le développement de l' I_2M_2	2
Tableau II : Métriques candidates à l'intégration dans l' I_2M_2 : base de calcul (i.e. combinaison de bords ayant permis l'évaluation de la métrique) ; spécificité (i.e. nombre de types de pression entraînant une réponse significative de la métrique parmi 10 types de pression relatifs à la « qualité de l'eau » et 7 types de pression relatifs à « l'intégrité physique de l'habitat ») ; pouvoir de discrimination moyen (DE_{moyen}) sur les 17 types de pression et coefficient de variation moyen (CV_{moyen}) dans les sites associés au moins au bon état écologique (LIRRs).....	8
Tableau III : Composition des 30 indices multimétriques obtenus par application du processus itératif décrit au § II.3.2, en prenant successivement comme métrique de départ chacune des 30 métriques candidates. La signification des codes « métriques » est fournie dans le tableau II. Voir le texte du § II.3.2 pour plus de précision.....	12
Tableau IV: Efficacité de discrimination (DE) des métriques individuelles constituant l' I_2M_2 , de l' I_2M_2 , de l' ICM_{STAR} et de l'IBGN pour 17 types de pression anthropique (en lignes). Voir texte, § II.3.3 pour une description détaillée des 5 métriques élémentaires entrant dans la composition de l' I_2M_2	16
Tableau V : Valeurs de référence [et leur intervalle de confiance IC_{95} associé] par type de cours d'eau (typologie simplifiée « I_2M_2 », cf. Annexe C) pour les cinq métriques constitutives de l' I_2M_2	18
Tableau VI. Exemple pour un taxon donné, de l'équivalence entre les prédictions numériques du modèle logistique et les probabilités de présence du taxon pour trois valeurs de prédiction numérique particulières (0, 'cut-off' et 1) et pour deux valeurs intermédiaires ('pred1' et 'pred2')	20
Tableau VII. Performances (AUC) des modèles de régression logistique prédisant la présence des 141 taxons « communs » en fonction du type de modèle construit (i.e. « typologie » ou « typologie + saison »). Les différences de performance entre les deux types de modèle ont été testées par le test de DeLong, les taxons pour lesquels une différence significative a été observée sont indiqués avec un astérisque.....	24
Tableau VIII. Synthèse des données acquises avec le protocole RCS-GCE disponibles en décembre 2011, par type de cours d'eau.....	32
Tableau IX. Répartition des métriques spécifiques entre les différents types d'altération de la qualité de l'eau et de l'habitat.....	38

I - Introduction

Cette étude effectuée en collaboration avec l'IRSTEA (ex-CEMAGREF ; groupement de Lyon) et soutenue par l'ONEMA vise à développer et optimiser l'indice biologique macroinvertébrés benthiques (I₂M₂) pour les cours d'eau, en :

(i) définissant une sélection validée de métriques aptes à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé (= métriques généralistes) pour les différents types de masses d'eau (**Livrable 1**) ;

(ii) définissant une sélection validée de métriques complémentaires (**Livrable 2**), aptes à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour différents types de pressions anthropiques spécifiques (= métriques spécialistes) ;

(iii) établissant des listes faunistiques de référence par type de cours d'eau (**Livrable 3**);

(iv) définissant des valeurs "de référence" assorties d'une gamme de variation pour la combinaison de métriques indicatrices des conditions de référence, de façon à assurer une description de l'état de référence pour les différents types de cours d'eau (**Livrable 4**) ;

(v) fournissant une Version « V1 » opérationnelle de l'indice invertébrés multi-métrique (I₂M₂, **Livrable 5**) ;

(vi) proposant une adaptation de la version « V1 » de l'indice I₂M₂ aux grands cours d'eaux et cours d'eau profonds (**Livrable 6**);

(vii) proposant une procédure permettant l'éventuelle identification ciblée de différentes catégories de pressions anthropiques (**Livrable 7**);

(viii) proposant une démarche autorisant la reconstitution des conditions de référence biologiques pour les types de cours d'eaux relevant du protocole RCS pour lesquels les données sont absentes ou fragmentaires (**Livrable 8**).

Le présent rapport présente l'état d'avancement des travaux à la fin de cette année de convention 2011.

II - Développement de l'indice invertébrés multi-métrique (I₂M₂)

Le processus de développement de l'I₂M₂ (livrables 1, 4 et 5) est schématisé dans la figure 1.

1 - Données utilisées

Le travail présenté se base sur l'étude d'un jeu de données faunistiques et environnementales recueillies au niveau national entre 2004 et 2009. Lors du développement de l'I₂M₂, ce jeu de données correspondait à 4132 opérations de contrôles réalisées sur 1725 stations localisées sur 1305 cours d'eau.

Ce jeu de données a été divisé en un jeu de données « d'apprentissage » comprenant 75% des stations (1293 stations, 3112 opérations de contrôle) et en un jeu de données de « test » (432 stations, 1020 opérations de contrôles).

Les données faunistiques ont été recueillies en suivant (i) le protocole spécifique des sites de référence (USSEGLIO-POLATERA & WASSON 2005) appliqué aux sites du réseau de sites de référence (RSR) et (ii) le protocole multi-habitat normalisé (AFNOR 2009) sur les sites du réseau de contrôle et de surveillance (RCS), ce dernier étant une version opérationnelle, simplifiée du premier protocole.

Les stations ont été caractérisées du point de vue de (i) la qualité de l'eau et de (ii) l'intégrité physique de habitat (Tableau I). La qualité de l'eau a été évaluée pour chaque opération de contrôle en utilisant un nombre variable de paramètres parmi 173 paramètres physico-chimiques pour lesquels de l'information est disponible, distribués en dix catégories de pressions (cf. Annexe A). Un niveau de pression « faible » (i.e. correspondant au Très Bon ou au Bon état écologique) ou « significatif » (i.e. correspondant au mieux à un état écologique Moyen) a été attribué en comparant les valeurs mesurées des paramètres aux valeurs seuils répertoriées dans le Seq-Eau version 2 (OUDIN & MAUPAS 2003). L'intégrité physique de l'habitat a été estimée en mesurant, pour chaque station 10 paramètres regroupés en sept catégories de pression (Annexe B). L'IRSTEA (groupement de Lyon) a mesuré ces paramètres pour chaque station à l'aide d'un système d'information géographique (ArcGis 9.2, ESRI 2006) et défini les valeurs seuils délimitant les niveaux de pression « faible » et « significatif ».

2 - Livrable 1 : Sélection validée de métriques aptes à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour les différents types de masses d'eau (= métriques généralistes)

2.1 - Description simplifiée du principe et de la procédure de sélection des métriques candidates adoptée

Une première sélection de métriques « généralistes » a pu être établie à partir des données du RSR et du RCS. Plusieurs métriques se sont en effet révélées être de bons indicateurs d'un « état perturbé » quelles que soient la nature et l'intensité de la perturbation (MONDY & USSEGLIO-POLATERA 2010 - cf. Tableau X, p. 55).

La mise en évidence de ce pool de métriques à réponse significative dès le franchissement de la limite faible pression / pression significative, a été un élément déterminant pour la mise au point d'un indice multimétrique de bioindication destiné à mettre en évidence efficacement un état perturbé.

2.1.1 - Des métriques calculées sur la base de plusieurs combinaisons de prélèvements élémentaires

Deux mille deux cent vingt-cinq métriques biologiques ont été calculées (cf. USSEGLIO-POLATERA & MONDY 2011, Annexe IV) en prenant en compte les prélèvements unitaires associés (i) aux 12 substrats élémentaires échantillonnés (bocaux 'B1+B2+B3'; 432 métriques), (ii) aux 4 substrats marginaux (i.e. bocal 'B1'; 418 métriques), (iii) aux 4 substrats dominants échantillonnés dans l'ordre décroissant de leur habitabilité (i.e. bocal 'B2'; 418 métriques) ou au prorata de leur surface relative, compte tenu des substrats échantillonnés lors de la constitution du bocal B2 (i.e. bocal 'B3'; 418 métriques), (iv) aux 8 substrats dominants (i.e. bocaux 'B2+B3'; 418 métriques) et (v) aux 8 substrats échantillonnés compte tenu de leur habitabilité (i.e. bocaux 'B1+B2'; 421 métriques). Afin d'identifier des tendances similaires chez les métriques en réponse aux pressions anthropiques pour l'ensemble des types de cours d'eau pris en compte, et donc pour faciliter la sélection de métriques utilisables à large échelle spatiale, les valeurs observées des métriques ont été préalablement transformées en ratio de qualité écologique (EQR) entre situation observée et situation de référence pour le même type de cours d'eau (HERING *et al.* 2006).

2.1.2 - Quatre critères de sélection

Les métriques candidates à l'I₂M₂ ont été sélectionnées en prenant en compte simultanément 4 critères : (i) leur spécificité ; (ii) leur efficacité de discrimination (DE) des situations de faible pression anthropique et des situations de pressions significatives ; (iii) leur stabilité dans les cours d'eaux de référence ou peu impactés par les activités anthropiques (= Least Impacted River Reaches ou LIRRs) et (iv) leur non redondance.

2.1.2.1 - La spécificité

La spécificité d'une métrique donnée a été mesurée par le nombre de catégories de pression (parmi les 17 testées), pour lesquelles cette métrique montrait une différence significative dans la distribution de ses valeurs normalisées pour les opérations de contrôles caractérisées par un niveau de pression « faible » vs. « significatif ». Ces différences ont été testées pour chaque catégorie de pression et chaque métrique, en utilisant une approche « d'arbres conditionnels » (HOTHORN *et al.* 2006), i.e. une méthode de classification dichotomique utilisant des tests de permutation de Monte Carlo ($\alpha = 0,01$, 9999 permutations).

2.1.2.2 - Le pouvoir de discrimination

Le pouvoir de discrimination d'une métrique pour un type de pression donné a été calculé comme la proportion d'assemblages faunistiques sur sites perturbés (= Impacted River Reaches ou IRRs) présentant une valeur d'EQR plus faible que le premier quartile de la distribution des valeurs de cette métrique dans les LIRRs.

2.1.2.3 - La stabilité en conditions de référence

La stabilité d'une métrique en « conditions de référence » (i.e. dans les LIRRs) a été évaluée en utilisant le coefficient de variation (CV) de la distribution de ses valeurs d' EQR dans les assemblages benthiques des LIRRs.

2.1.2.4 - Des calculs répétés par bootstrapping pour une évaluation plus robuste du pouvoir de discrimination et du coefficient de variation

Les calculs de DE et CV ont été répétés 100 fois sur la base de sous-échantillons du jeu de données d'apprentissage, réalisés par sélection aléatoire de 60% des listes faunistiques de ce tableau. Une estimation robuste du DE et CV de chaque métrique est alors obtenue en moyennant les 100 estimations obtenues à partir des 100 sous-échantillons du jeu de données d'apprentissage.

Les métriques sélectionnées doivent simultanément :

(i) discriminer significativement et efficacement un état « perturbé » du « bon état » écologique pour la plupart des catégories de pression (i.e. DE moyen $\geq 0,6$ avec une réponse significative pour au moins 7 des 10 catégories de pression associées à la « qualité de l'eau » et au moins 5 des 7 types de pression associés à l' « intégrité physique de l'habitat » ;

et (ii) présenter une variabilité relativement faible en conditions de référence (CV moyen $\leq 0,333$).

2.1.2.5 - La non redondance

Pour éviter la redondance entre métriques, les métriques candidates fournissant le même type d'information taxonomique ou bio/écologique ont été rassemblées en groupes homogènes quant à l'information biologique ou écologique restituée. Seule la métrique présentant le DE le plus élevé pour un groupe de métriques donné a été sélectionnée pour une intégration éventuelle dans l'indice multimétrique I_2M_2 .

2.2 - Résultats de l'application de la procédure de sélection

2.2.1. - Spécificité des métriques

Parmi les 2525 métriques testées, 475 métriques répondent significativement à au moins 7 des 10 types de pressions relatifs à la qualité de l'eau et à 5 des 7 types de pressions relatifs à l'intégrité physique de l'habitat.

2.2.2 - Pouvoir de discrimination des métriques

Le pouvoir de discrimination moyen des métriques varie entre **0,0000** pour la richesse taxonomique ou l'abondance relative de plusieurs taxons rares (e.g. Hymenoptera), des modalités de trait rarement sélectionnées (e.g. l'utilisation d'une vésicule hydrostatique) ou des groupes bio/écologiques mineurs et **0,7603** pour la richesse taxonomique du groupe des EPT (identifiés au niveau de détermination préconisé par GABRIELS *et al.* 2010) à l'échelle du tronçon.

393 métriques présentent une valeur moyenne de DE (sur les 17 types de pression pris en compte) supérieure à 0,6.

Tableau II : Métriques candidates à l'intégration dans l'I₂M₂ : base de calcul (i.e. combinaison de baux ayant permis l'évaluation de la métrique) ; spécificité (i.e. nombre de types de pression entraînant une réponse significative de la métrique parmi 10 types de pression relatifs à la « qualité de l'eau » et 7 types de pression relatifs à « l'intégrité physique de l'habitat ») ; pouvoir de discrimination moyen (DE_{moyen}) sur les 17 types de pression et coefficient de variation moyen (CV_{moyen}) dans les sites associés au moins au bon état écologique (LIRRs).

Métriques candidates [base de calcul]	Code	Spécificité		DE moyen	CV moyen
		Qualité de l'eau	Intégrité physique de l'habitat		
TAX (number of taxa*) [B1+B2+B3]	C1	8	7	0.6560	0.2861
Shannon Diversity index [B2+B3]	C2	9	7	0.6395	0.2741
Crustacea (%S) [B2+B3]	C3	7	6	0.6379	0.2335
EPT (number of taxa*) [B1+B2+B3]	C4	8	6	0.7603	0.2353
log10(sel_EPTD+1) [B1+B2+B3]	C5	8	6	0.6830	0.1992
revised BMWP [B1+B2]	C6	8	7	0.7303	0.2582
original ASPT [B2+B3]	C7	9	6	0.7479	0.1641
BBI [B1+B2+B3]	C8	7	6	0.6173	0.0995
IBGN [B1+B2]	C9	8	6	0.6440	0.1777
adult, aquatic stage (%) [B1+B2+B3]	C10	7	5	0.6458	0.2457
aerial, active dispersion (%) [B2]	C11	8	6	0.6882	0.1912
Crawler (%) [B1+B2+B3]	C12	8	6	0.6108	0.2495
microphytes as 'substrate' (%) [B1]	C13	7	6	0.6260	0.2528
ovoviviparity - trait 'reproduction technique' (%) [B3]	C14	7	5	0.6749	0.2160
polyvoltinism - trait 'number of cycles per year' (%) [B2+B3]	C15	7	6	0.7300	0.2261
oligotrophic - trait 'trophic status' (%) [B1+B2+B3]	C16	7	6	0.6368	0.2476
a-mesosaprobic - trait 'saprobity' (%) [B2]	C17	7	6	0.6742	0.2244
brackish water preferendum (%) [B1+B2]	C18	7	6	0.7018	0.2139
temporary water preferendum (%) [B2+B3]	C19	8	7	0.6326	0.2469
biological group b (%S) [B3]	C20	7	5	0.6557	0.2152
biological group f (%S) [B1+B2]	C21	7	6	0.6517	0.2619
ecological group B (%S) [B1]	C22	8	6	0.6204	0.2886
bio-ecological group γ2 (%S) [B1+B2+B3]	C23	7	6	0.6292	0.2008
SPEARmetallic [B1+B2+B3]	C24	7	7	0.6336	0.1324
SPEARpesticide I (number of taxa) [B1+B2]	C25	8	6	0.6967	0.2996
redundancy (dispersal) [B1+B2]	C26	7	7	0.6723	0.2420
specialization (maximal potential size) [B3]	C27	8	7	0.6273	0.2208
specialization (salinity preferendum) [B1+B2+B3]	C28	7	6	0.6917	0.1833
specialization (transversal distribution) [B1+B2]	C29	7	6	0.6779	0.2870
specialization (trophic status preferendum) [B1+B2]	C30	9	6	0.6345	0.3106

* métriques intégrées dans l'indice multimétrique flammand (MMIF; GABRIELS *et al.* 2010)

%S : richesse relative

$$i_2 m_2^{HAP} = \frac{\sum (DE_m^{HAP} \times EQR_m^{HAP})}{\sum DE_m^{HAP}} \quad [1]$$

avec : $i_2 m_2^{HAP}$ le sous-indice correspondant au type de pression HAP , DE_m^{HAP} l'efficacité de discrimination de la métrique m pour le type de pression HAP et EQR_m^{HAP} la valeur en EQR de la métrique m

2.2.3 - Stabilité des métriques dans les LIRRs

Dans les LIRRs, le CV moyen varie entre **0,099** ("Belgium Biotic Index" calculé à partir de l'assemblage faunistique du tronçon) et **3,132** (abondance relative des insectes Planipennes dans les assemblages faunistiques des habitats marginaux). 872 métriques présentent une variabilité relativement faible en situation de « référence » ($CV < 0,333$).

2.2.4 - Métriques candidates

186 métriques du pool initial de 2525 métriques remplissent simultanément les 3 conditions imposées aux métriques candidates potentielles à l' I_2M_2 .

Ces 186 métriques correspondent à 30 groupes homogènes quand à l'information biologique ou écologique restituée.

Par groupe de « métriques similaires », seule la métrique présentant le pouvoir de discrimination moyen le plus élevé a été retenue. Le pool final de métriques candidates à l' I_2M_2 est donc composé de 30 métriques (cf. Tableau II).

3 - Livrable 5 : une Version « V1 » opérationnelle de l'indice invertébrés multi-métrique (I_2M_2)

3.1 – Principe de calcul de l' I_2M_2

Pour chaque type de pression, un sous-indice ($i_2m_2^{\text{pression}}$) est calculé en faisant la moyenne des EQR des métriques sélectionnées, chaque EQR étant pondéré par la DE correspondante à ce type de pression comme illustré dans l'équation [1] pour le cas des contaminations aux HAP.

La valeur finale de l'indice (I_2M_2) est obtenue en moyennant les dix-sept sous indices correspondant aux dix-sept types de pression ($i_2m_2^{\text{pression}}$).

3.2 - Démarche adoptée pour définir la sélection finale des métriques intégrées à l' I_2M_2

La sélection finale des métriques intégrées à l' I_2M_2 , résulte d'un processus itératif qui a consisté à sélectionner successivement, en partant de chacune des 30 métriques généralistes ayant répondu aux 4 critères de sélection (cf. Tableau II), les métriques additionnelles contribuant le plus à augmenter la capacité de discrimination de l'indice multimétrique final :

1. Une des 30 métriques candidates (cf. Tableau II) est sélectionnée (m_1)
2. L' $I_2M_{2(\text{niveau } 1)}$ est calculé avec cette seule métrique sur un sous-tableau de 60% des distributions d'abondances taxonomiques du jeu de données d'apprentissage
3. Les $DE_{(\text{niveau } 1)}$ de l' I_2M_2 pour chaque catégorie de pression sont calculées.
4. Toutes les valeurs possibles d' $I_2M_{2(\text{niveau } 2)}$ « bimétriques » sont calculées en associant dans l'indice : la métrique m_1 à chacune des 29 métriques non sélectionnées au 1^{er} pas.
5. Les $DE_{(\text{niveau } 2)}$ de chaque indice $I_2M_{2(\text{niveau } 2)}$ pour chaque catégorie de pression sont calculées.

6. Pour chaque combinaison « bi-métrique », le caractère significatif du gain de DE (par rapport à l' I_2M_2 résultant du pas précédent) sur l'ensemble des 17 catégories de pression, est testé par application d'un test non paramétrique, unilatéral de Wilcoxon III pour échantillons appariés.
7. La seconde métrique (m_2) intégrée à l' I_2M_2 est alors celle fournissant le gain de DE le plus élevé parmi les métriques candidates pour lesquelles le gain de DE est significatif ($p < 0,05$).
8. Les étapes 2 à 7 de ce processus sont répétées 100 fois sur des sous-tableaux de 60% des listes contenues dans le jeu d'apprentissage, sélectionnées aléatoirement.
9. C'est alors la métrique, parmi les 29 possibles, qui aura été le plus souvent sélectionnée au cours de ces 100 itérations qui sera finalement retenue dans la composition finale de l' I_2M_2 .
10. Les itérations suivantes permettront d'intégrer des métriques supplémentaires dans l' I_2M_2 en répétant les étapes 2 à 9, tant que l'accroissement moyen du pouvoir de discrimination, calculé sur le jeu d'apprentissage, reste significatif.
11. Les étapes 1 à 10 sont donc répétées 30 fois, en partant, à chaque fois, d'une des métriques parmi les 30 métriques candidates (cf. Tableau II).
12. Les 30 combinaisons obtenues, constituent 30 indices I_2M_2 potentiels (cf. Tableau III). Ces combinaisons sont comparées sur la base : (i) de leur DE moyen, (ii) de leur stabilité (i.e. de l'absence de différence significative dans les valeurs d'indices obtenues, dans les sites « au moins de bon état écologique », sur le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test), (iii) de leur robustesse (i.e. de l'absence de différence significative dans les capacités de discrimination obtenues pour les 17 types de pression pris en compte sur le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test) et (iv) leur adéquation aux recommandations de la DCE quant à l'ensemble des caractéristiques des communautés à prendre en compte dans l'évaluation écologique des masses d'eaux pour le compartiment « invertébrés benthiques ».

3.3 - Résultats de l'application de la démarche itérative de définition des indices multimétriques potentiels et de sélection de l'indice proposé en « v1 »

Le processus itératif de sélection des métriques a donc abouti à la définition de 30 indices multimétriques constitués de 2 à 8 métriques (cf. Tableau III).

Leur DE moyen sur l'ensemble du jeu de données varie entre **0,8107** et **0,8442** (cf. Tableau III).

Le stabilité de chacun des indices en conditions de moindre impact anthropique (LIRRs) a été estimée grâce à la valeur de risque (p -value) associé à un test de Kolmogorov-Smirnov (comparaison entre le jeu de données d'apprentissage vs. le jeu de données test, pour les LIRRs). Cette valeur varie entre **0,0006** et **0,2479**, suivant les combinaisons de métriques.

Tableau III : Composition des 30 indices multimétriques obtenus par application du processus itératif décrit au § II.3.2, en prenant successivement comme métrique de départ chacune des 30 métriques candidates. La signification des codes « métriques » est fournie dans le tableau II. Voir le texte du § II.3.2 pour plus de précision.

Combinaisons	Métriques sélectionnées								DE moyen	Stabilité	Robustesse
	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8			
#1	C1	C17	C8						0,8201	0,2057	0,7467
#2	C2	C7	C15	C14	C1				0,8243	0,1617	0,4874
#3	C3	C6	C18						0,8319	0,0855	0,4586
#4	C4	C15	C14	C8					0,8317	0,0246	0,9265
#5	C5	C15	C4						0,8191	0,0542	0,8536
#6	C6	C18							0,8212	0,0846	0,5477
#7	C7	C6	C20	C17					0,8442	0,0213	0,2842
#8	C8	C6	C17	C15					0,8373	0,0069	0,8536
#9	C9	C18	C7						0,8231	0,1145	0,2842
#10	C10	C6	C15	C18	C8				0,8232	0,0300	1,0000
#11	C11	C6	C20	C8	C15				0,8274	0,0374	0,2435
#12	C12	C6	C14	C15	C7	C27	C8		0,8398	0,0179	0,5477
#13	C13	C6	C15						0,8190	0,0359	0,7819
#14	C14	C6	C28						0,8247	0,0120	0,2842
#15	C15	C6	C4	C17	C14	C19	C3	C8	0,8427	0,0176	0,7467
#16	C16	C6	C20						0,8309	0,0478	1,0000
#17	C17	C6	C15	C8					0,8385	0,0069	0,7119
#18	C18	C6							0,8195	0,0846	0,6112
#19	C19	C4	C15	C7	C14				0,8247	0,0259	0,5477
#20	C20	C6	C4	C11	C23				0,8337	0,0189	0,7467
#21	C21	C6	C15						0,8111	0,0362	0,2435
#22	C22	C6	C20	C7	C15				0,8435	0,0006	0,0448
#23	C23	C6	C15	C11	C8				0,8237	0,0304	0,4038
#24	C24	C4	C15	C27	C8	C14	C6		0,8344	0,0190	0,8900
#25	C25	C18	C20						0,8107	0,2051	0,4586
#26	C26	C9	C8	C15					0,8156	0,0073	0,0348
#27	C27	C15	C4						0,8196	0,0388	0,5791
#28	C28	C6	C14	C8					0,8273	0,0095	0,5477
#29	C29	C6	C20	C8					0,8283	0,0509	0,4307
#30	C30	C6	C20	C8					0,8202	0,2479	0,4038

La robustesse a été évaluée par la p-value d'un test de Wilcoxon (par comparaison des capacités de discrimination entre le jeu de données d'apprentissage vs. le jeu de données test, sur l'ensemble des types de pression). Elle varie entre **0,0348** et **1,0000** suivant les combinaisons.

Seules cinq des 30 combinaisons de métriques (i.e. les combinaisons **#1, #2, #9, #25 et #30** dans le Tableau III) ne montrent aucune différence significative ($\alpha > 0,10$) de stabilité et de robustesse entre le jeu de données d'apprentissage et le jeu de données test.

Parmi ces 5 combinaisons, **seule la combinaison « #2 »** remplit de manière satisfaisante tous les critères DCE. Par conséquent, le nouvel indice multimétrique proposé (I_2M_2) est composé des 5 métriques, fournies dans le Tableau III, associées dans la combinaison « #2 » :

(i) L'indice de diversité de Shannon-Weaver calculé à l'échelle de la combinaison de bords « B2+B3 » (habitats dominants),

(ii) la valeur de l'ASPT (Average Score Per Taxon) calculé à l'échelle de la combinaison de bords « B2+B3 »,

(iii) la fréquence relative des espèces polyvoltines dans l'assemblage faunistique constitué par la combinaison de bords « B2+B3 »,

(iv) la fréquence relative des espèces ovovivipares dans l'assemblage faunistique constitué par le bocal « B3 »,

(v) la richesse taxonomique ('TAX') calculée à l'échelle du point de prélèvement (i.e. la combinaison « B1+B2+B3 »), en suivant les recommandations de GABRIELS *et al.* (2010) quant aux niveaux d'identification systématique à retenir.

Ces cinq métriques présentent des patrons de réponse homogènes pour les 17 types de pression. Trois d'entre-elles [i.e. (i), (ii) et (v)] décroissent avec l'accroissement de la pression anthropique ; les deux autres [i.e. (iii) et (iv)] croissent dans les mêmes conditions. (Tableau IV)

4 - Limites de classes de qualité pour l' I_2M_2

Comme recommandé par la DCE, les valeurs d'indices ont été allouées à 5 classes de qualité écologique (i.e. « très bon / high », « bon / good », « moyen / moderate », « médiocre / poor » et « mauvais / bad »). Cette classification a été basée sur la distribution des valeurs d' I_2M_2 sur les sites pré-classés dans les LIRRs sur le jeu de données d'apprentissage.

Pour limiter l'influence de la composition du jeu d'apprentissage sur la distribution des valeurs d' I_2M_2 , une approche par bootstrapping, similaire à celle adoptée pour calculer une estimation robuste de DE et CV (cf. § II.2.1.2.4) a été utilisée. Pour chaque sous-jeu de données (correspondant individuellement à 60% des « points de prélèvement » inclus dans le jeu d'apprentissage), les 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la distribution des valeurs de l' I_2M_2 dans les LIRRs ont été calculés. Ces valeurs ont été respectivement considérées comme les limites « très bon état / bon état » et « bon état / état moyen ».

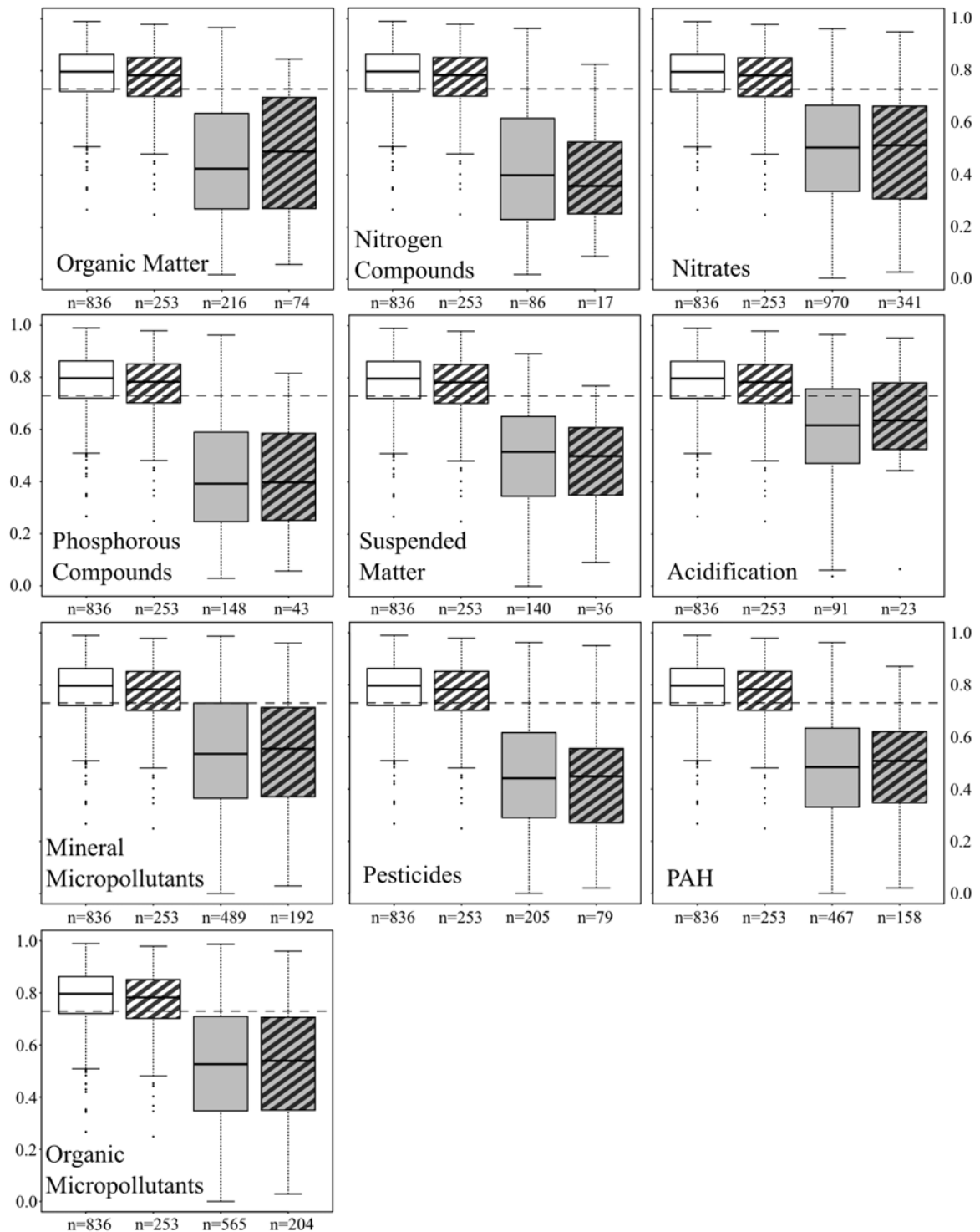


Figure 2 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l' I_2M_2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc = LIRRs) et de données « impactées » (en gris = IRRs) pour 10 catégories de pression relatives à la qualité de l'eau, sur le jeu de données d'apprentissage (couleur uniforme) et le jeu de données test (rayures), (MONDY *et al.* 2012).

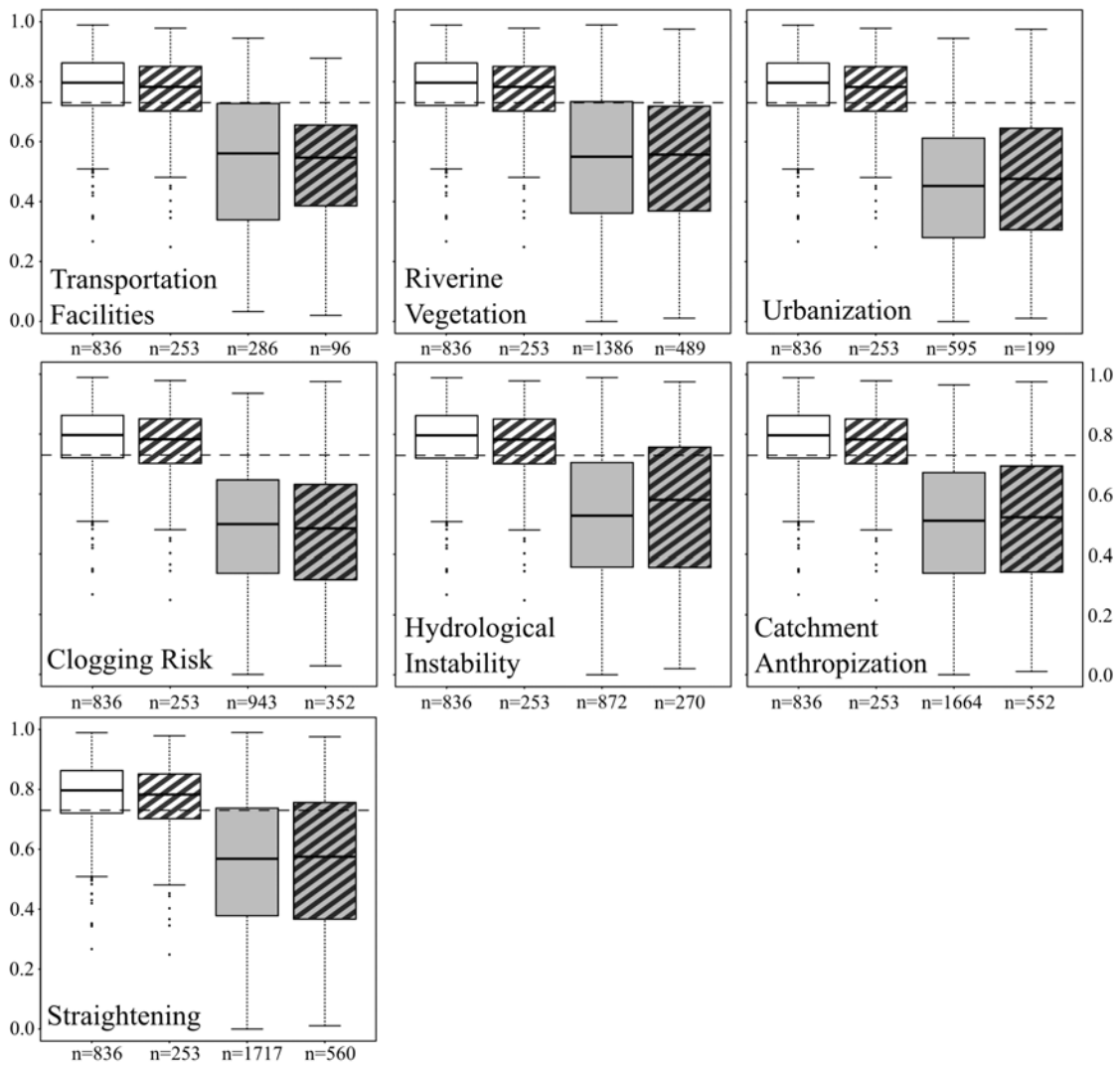


Figure 3 : Comparaison de la distribution (Min/Q25/Médiane/Q75/Max) des valeurs d'EQR de l' I_2M_2 sur le jeu de données « bon état » (en blanc = LIRRs) et de données « impactées » (en grisé = IRRs) pour 7 catégories de pressions relatives à l'intégrité physique de l'habitat sur le jeu de données d'apprentissage (couleur uniforme) et le jeu de données test (rayures), (MONDY *et al.* 2012).

Tableau IV: Efficacité de discrimination (DE) des métriques individuelles constituant l'I₂M₂, de l'I₂M₂, de l'ICM_{STAR} et de l'IBGN pour 17 types de pression anthropique (en lignes). Voir texte, § II.3.3 pour une description détaillée des 5 métriques élémentaires entrant dans la composition de l'I₂M₂.

	Shannon (B2+B3)	ASPT (B2+B3)	Polyvoltinisme (B2+B3)	Ovoviviparité (B3)	TAX (B1+B2+B3)	I ₂ M ₂	ICM _{Star}	IBGN
<i>Patron de réponse</i>	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>MOOX</i>	0,6743	0,7736	0,7658	0,7580	0,6718	0,8345	0,7931	0,6690
<i>Matières azotées (hors Nitrates)</i>	0,7493	0,8542	0,7983	0,7246	0,7512	0,8641	0,8252	0,7379
<i>Nitrates</i>	0,5994	0,7829	0,7430	0,7562	0,6218	0,8276	0,7658	0,6087
<i>Matières phosphorées</i>	0,6952	0,8557	0,8261	0,7886	0,7061	0,8900	0,8272	0,7225
<i>MES</i>	0,6691	0,7432	0,8106	0,6806	0,7681	0,8864	0,8011	0,6989
<i>Acidification</i>	0,5229	0,5372	0,6191	0,4924	0,5645	0,7018	0,5965	0,5789
<i>Micro-polluants minéraux</i>	0,6105	0,7027	0,6494	0,5928	0,6108	0,7577	0,7357	0,5977
<i>Pesticides</i>	0,6911	0,8838	0,8120	0,7309	0,6903	0,9155	0,8592	0,7711
<i>HAP</i>	0,6757	0,7922	0,7869	0,7020	0,7014	0,8864	0,8288	0,7024
<i>Micro-polluants organiques</i>	0,5592	0,7608	0,6918	0,6733	0,5844	0,7867	0,7243	0,5826
<i>Voies de communication</i>	0,6288	0,6513	0,6910	0,5722	0,6718	0,7853	0,7435	0,6675
<i>Ripisylve</i>	0,6004	0,6972	0,6600	0,6233	0,6006	0,7547	0,7120	0,5829
<i>Urbanisation</i>	0,7109	0,8047	0,7709	0,7094	0,7065	0,8703	0,8388	0,7015
<i>Risque de colmatage</i>	0,6380	0,8080	0,7747	0,7662	0,6345	0,8618	0,7985	0,6363
<i>Instabilité hydrologique</i>	0,6233	0,6510	0,6579	0,6230	0,6384	0,7609	0,7040	0,6025
<i>Anthropisation du bassin versant</i>	0,6257	0,7644	0,7289	0,6897	0,6288	0,8186	0,7748	0,6277
<i>Taux de rectitude</i>	0,5984	0,6515	0,6230	0,5901	0,6006	0,7321	0,6917	0,5736

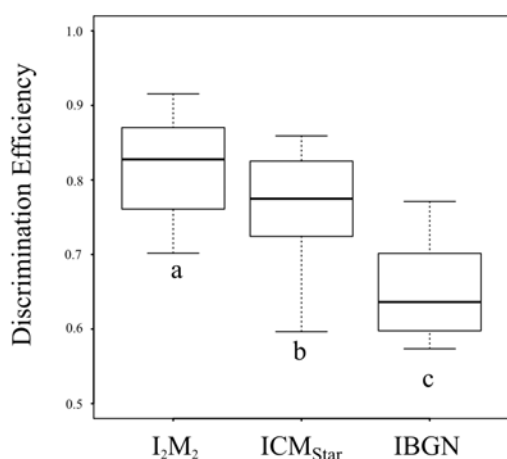


Figure 4 : Comparaison de l'efficacité de discrimination (DE) de l'I₂M₂, de l'ICM_{STAR} et de l'IBGN pour 17 catégories de pressions relatives à la qualité de l'eau et à l'intégrité physique de l'habitat. Distributions respectives des valeurs de DE (Min/Q25/Médiane/Q75/Max), (MONDY *et al.* 2012). Des lettres différentes (a, b ou c) indiquent une différence significative dans la distribution des valeurs de DE (test post-hoc de comparaison multiple après une ANOVA de Friedman, $\alpha = 0.05$)

Pour définir les limites « état moyen / état médiocre » et « état médiocre / mauvais état », l'étendue comprise entre la valeur minimale de l'indice (0) et la limite « bon / moyen » de l'indice a été divisée en 3 classes d'égale amplitude.

Cent estimations de chaque limite de classe de qualité ont été obtenues en utilisant 100 sous-échantillons du jeu de données d'apprentissage. Une estimation robuste de chaque limite de classe a été calculée comme la médiane de ces 100 estimations et les limites de l'intervalle de confiance (95%) associé ont été calculées.

En appliquant cette démarche, les valeurs de l' I_2M_2 que nous pouvons recommander comme limites de classe de qualité écologique sont les suivantes :

1. Limite « très bon état - bon état » : 0,8696 \approx **0,87** ; $IC_{95} = [0,8603; 0,8796]$
2. Limite « bon état - état moyen » : 0,7327 \approx **0,73** ; $IC_{95} = [0,7195; 0,7411]$
3. Limite « état moyen - état médiocre » : 0,4885 \approx **0,49** ; $IC_{95} = [0,4797; 0,4941]$
4. Limite « état médiocre - état mauvais » : 0,2442 \approx **0,24** ; $IC_{95} = [0,2398; 0,2470]$

5 - Performances de la « v1 » de l' I_2M_2

5.1 - Efficacité de discrimination de l' I_2M_2

L' I_2M_2 est très efficace dans l'identification d'un état perturbé, son pouvoir de discrimination (DE) variant entre 0,7018 pour l'acidification et 0,9155 pour les pesticides (Tableau IV).

La différence dans le pouvoir de discrimination de l' I_2M_2 entre jeu de données d'apprentissage et jeu de données test, sur l'ensemble des 17 types de pression, n'est pas significative (Figures 2 & 3 ; test de Wilcoxon pour échantillons appariés, $W = 61$, $p = 0,4874$).

5.2 - Comparaison de l' I_2M_2 avec l'IBGN et l'ICM_{STAR}

5.2.1 - Corrélation de l' I_2M_2 avec l'indice multimétrique européen de calibration (ICM_{STAR})

L' I_2M_2 et l'ICM_{STAR} ont été calculés sur la totalité des données disponibles. Ces deux indices multimétriques ont montré une corrélation positive importante et significative (corrélation de Pearson = **0,9095**, $p < 2,2 \cdot 10^{-16}$).

5.2.2 - Comparaison de l'efficacité de l' I_2M_2 avec celles de l'IBGN et de l'ICM_{STAR}

Le pouvoir de discrimination de l' I_2M_2 , lorsque calculé sur la totalité des données disponibles varie entre **0,7018** (acidification) et **0,9155** (pesticides). Sur le même jeu de données, le pouvoir de discrimination de l'IBGN varie entre **0,5736** (rectification) et **0,7711** (pesticides) et celui de l'ICM_{STAR} varie entre **0,5965** (acidification) et **0,8592** (pesticides).

Comme illustré par le Tableau IV et la figure 4, l' I_2M_2 présente un pouvoir de discrimination significativement supérieur à celui de l'ICM_{STAR}, ayant lui-même un pouvoir de discrimination significativement supérieur à celui de l'IBGN (ANOVA de Friedman, $X^2 = 34$, d.d.l. = 2, $p = 4,14 \cdot 10^{-8}$; test post-hoc de comparaison multiple, $\alpha = 0,05$).

Tableau V : Valeurs de référence [et leur intervalle de confiance IC₉₅ associé] par type de cours d'eau (typologie simplifiée « I₂M₂ », cf. Annexe C) pour les cinq métriques constitutives de l'I₂M₂

Type I2M2	Indice de diversité de Shannon [B2+B3]		Polyvoltinisme [B2+B3]	Ovoviviparité [B3]	Richesse taxonomique [B1+B2+B3]
	ASPT [B2+B3]				
1	4,52 [4,50 - 4,55]	7,19 [7,17 - 7,21]	0,16 [0,15 - 0,16]	0,01 [0,01 - 0,01]	39,56 [39,07 - 40,06]
2-1	4,60 [4,59 - 4,61]	7,12 [7,11 - 7,13]	0,15 [0,15 - 0,15]	0,01 [0,01 - 0,01]	47,39 [47,09 - 47,70]
2-2	4,66 [4,63 - 4,68]	7,05 [7,03 - 7,08]	0,25 [0,24 - 0,25]	0,04 [0,04 - 0,05]	45,58 [45,06 - 46,10]
2-3	4,46 [4,44 - 4,48]	7,15 [7,14 - 7,15]	0,17 [0,17 - 0,17]	0,01 [0,01 - 0,01]	42,70 [42,34 - 43,07]
3-1	3,15 [3,13 - 3,17]	7,21 [7,20 - 7,23]	0,22 [0,22 - 0,23]	0,00 [0,00 - 0,01]	28,49 [28,30 - 28,69]
3-2	3,48 [3,45 - 3,51]	7,49 [7,48 - 7,50]	0,16 [0,16 - 0,16]	0,00 [0,00 - 0,01]	27,57 [27,39 - 27,75]
4	4,16 [4,14 - 4,18]	7,28 [7,27 - 7,30]	0,17 [0,17 - 0,18]	0,01 [0,01 - 0,01]	38,87 [38,49 - 39,26]
6	4,51 [4,48 - 4,54]	7,22 [7,20 - 7,24]	0,19 [0,19 - 0,20]	0,02 [0,01 - 0,02]	44,18 [44,00 - 44,35]
7	4,53 [4,52 - 4,54]	7,39 [7,38 - 7,40]	0,19 [0,19 - 0,19]	0,01 [0,01 - 0,01]	46,95 [46,53 - 47,37]
8-1	4,48 [4,47 - 4,50]	7,25 [7,25 - 7,26]	0,18 [0,18 - 0,18]	0,01 [0,01 - 0,01]	46,30 [46,13 - 46,48]
8-2	4,73 [4,72 - 4,74]	7,31 [7,30 - 7,32]	0,17 [0,17 - 0,17]	0,01 [0,01 - 0,01]	46,84 [46,68 - 47,01]
9-1	4,46 [4,43 - 4,49]	7,27 [7,24 - 7,30]	0,20 [0,20 - 0,20]	0,01 [0,01 - 0,01]	36,23 [35,93 - 36,52]
9-2	4,58 [4,57 - 4,59]	7,20 [7,19 - 7,21]	0,16 [0,16 - 0,16]	0,01 [0,01 - 0,01]	47,49 [47,19 - 47,79]
11-1	4,13 [4,12 - 4,15]	7,24 [7,23 - 7,25]	0,21 [0,21 - 0,21]	0,02 [0,01 - 0,02]	42,56 [42,30 - 42,82]
11-2	4,32 [4,31 - 4,32]	7,28 [7,27 - 7,28]	0,20 [0,19 - 0,20]	0,01 [0,01 - 0,01]	42,22 [42,01 - 42,42]
11-3	4,07 [4,03 - 4,12]	7,17 [7,15 - 7,18]	0,21 [0,21 - 0,21]	0,02 [0,02 - 0,02]	46,37 [45,89 - 46,86]
11-4	4,45 [4,42 - 4,48]	7,19 [7,18 - 7,20]	0,18 [0,17 - 0,18]	0,01 [0,01 - 0,01]	45,63 [45,43 - 45,84]
12	4,03 [4,00 - 4,05]	7,17 [7,15 - 7,18]	0,20 [0,20 - 0,21]	0,01 [0,01 - 0,01]	36,92 [36,87 - 36,97]
13	4,19 [4,17 - 4,22]	6,97 [6,96 - 6,98]	0,21 [0,21 - 0,21]	0,03 [0,03 - 0,03]	43,00 [42,82 - 43,18]
14	3,97 [3,95 - 3,98]	7,12 [7,10 - 7,13]	0,19 [0,19 - 0,19]	0,02 [0,02 - 0,02]	38,71 [38,62 - 38,80]
15	3,95 [3,92 - 3,98]	7,10 [7,08 - 7,11]	0,20 [0,19 - 0,20]	0,01 [0,01 - 0,01]	46,35 [46,03 - 46,68]
16	3,80 [3,77 - 3,83]	6,85 [6,82 - 6,88]	0,24 [0,24 - 0,25]	0,02 [0,02 - 0,02]	46,42 [46,18 - 46,67]
17	3,54 [3,53 - 3,56]	6,90 [6,89 - 6,92]	0,26 [0,26 - 0,26]	0,03 [0,03 - 0,04]	44,20 [43,99 - 44,40]
18	4,08 [4,05 - 4,11]	7,05 [7,04 - 7,06]	0,22 [0,22 - 0,22]	0,01 [0,01 - 0,01]	43,10 [42,85 - 43,35]
19	3,98 [3,96 - 4,00]	6,96 [6,94 - 6,98]	0,25 [0,25 - 0,25]	0,01 [0,01 - 0,01]	40,20 [39,65 - 40,75]
20-1	4,26 [4,25 - 4,27]	7,28 [7,27 - 7,29]	0,20 [0,20 - 0,20]	0,01 [0,01 - 0,01]	50,83 [50,64 - 51,02]
20-2	4,28 [4,27 - 4,29]	7,14 [7,13 - 7,14]	0,16 [0,16 - 0,17]	0,01 [0,01 - 0,01]	48,29 [47,82 - 48,77]
23	4,24 [4,19 - 4,29]	6,56 [6,53 - 6,59]	0,25 [0,25 - 0,26]	0,09 [0,09 - 0,09]	46,91 [46,57 - 47,26]
24	3,66 [3,62 - 3,71]	6,98 [6,96 - 7,00]	0,29 [0,29 - 0,30]	0,11 [0,11 - 0,11]	41,56 [41,25 - 41,86]
25	4,17 [4,16 - 4,19]	6,86 [6,85 - 6,87]	0,24 [0,24 - 0,24]	0,07 [0,06 - 0,07]	44,58 [44,24 - 44,93]
26	4,25 [4,23 - 4,27]	6,85 [6,83 - 6,87]	0,27 [0,27 - 0,27]	0,06 [0,05 - 0,06]	41,82 [41,67 - 41,96]
28	3,90 [3,88 - 3,92]	6,11 [6,10 - 6,12]	0,33 [0,33 - 0,33]	0,16 [0,15 - 0,16]	45,98 [45,85 - 46,12]
29	3,80 [3,78 - 3,83]	6,54 [6,52 - 6,55]	0,28 [0,28 - 0,28]	0,06 [0,06 - 0,06]	44,21 [43,96 - 44,46]
30	4,35 [4,33 - 4,37]	6,53 [6,52 - 6,54]	0,25 [0,25 - 0,26]	0,07 [0,06 - 0,07]	50,96 [50,59 - 51,34]
31	3,58 [3,54 - 3,61]	6,76 [6,75 - 6,78]	0,22 [0,22 - 0,22]	0,08 [0,08 - 0,08]	41,76 [41,44 - 42,08]
32	3,46 [3,34 - 3,58]	5,69 [5,69 - 5,70]	0,29 [0,28 - 0,30]	0,12 [0,12 - 0,13]	31,53 [30,99 - 32,06]
34	4,55	7,25	0,21	0,01	49,60
35	4,42 [4,41 - 4,43]	7,25 [7,23 - 7,26]	0,20 [0,20 - 0,20]	0,01 [0,01 - 0,01]	49,32 [49,20 - 49,44]
36	4,30 [4,28 - 4,31]	6,98 [6,97 - 6,99]	0,21 [0,21 - 0,22]	0,02 [0,02 - 0,02]	46,36 [46,07 - 46,64]
37	3,60 [3,57 - 3,63]	6,63 [6,57 - 6,68]	0,28 [0,28 - 0,29]	0,03 [0,03 - 0,04]	27,34 [27,17 - 27,52]
38	3,47	6,41	0,28	0,07	26,75
39	3,34	6,67	0,32	0,13	31,40
41	4,04 [3,97 - 4,11]	6,60 [6,58 - 6,61]	0,27 [0,27 - 0,27]	0,06 [0,06 - 0,07]	49,76 [48,46 - 51,06]
42	4,08 [4,06 - 4,11]	6,67 [6,66 - 6,68]	0,24 [0,24 - 0,24]	0,03 [0,03 - 0,03]	46,51 [45,65 - 47,37]
44	3,69 [3,64 - 3,73]	6,54 [6,52 - 6,55]	0,27 [0,27 - 0,27]	0,06 [0,06 - 0,06]	40,89 [40,35 - 41,44]
45	3,40 [3,37 - 3,44]	6,41 [6,40 - 6,43]	0,25 [0,25 - 0,25]	0,11 [0,11 - 0,11]	36,03 [35,87 - 36,19]
46	3,79 [3,77 - 3,80]	6,96 [6,93 - 6,98]	0,24 [0,24 - 0,24]	0,01 [0,01 - 0,01]	33,11 [32,77 - 33,44]
48	3,58	6,73	0,35	0,03	34,80
49	4,00 [3,97 - 4,03]	6,51 [6,46 - 6,56]	0,24 [0,24 - 0,24]	0,05 [0,05 - 0,06]	42,92 [42,78 - 43,07]
50	3,98 [3,96 - 3,99]	7,05 [7,04 - 7,06]	0,23 [0,23 - 0,23]	0,06 [0,06 - 0,06]	48,81 [48,32 - 49,31]
52	3,91	6,80	0,27	0,06	45,20

III- Valeurs de référence pour les métriques indicatrices de l'état écologique d'un cours d'eau (Livrable 4) et listes faunistiques de référence par type de cours d'eau (Livrable 3)

1 - Valeurs de référence pour les métriques indicatrices de l'état écologique d'un cours d'eau (Livrable 4)

Ont été considérées comme valeurs de référence pour les métriques constitutives de l'I₂M₂ :

- - les valeurs associées **au 5^{ème} percentile** de la distribution des valeurs de métrique dans les LIRRs, pour les métriques « croissantes » avec l'augmentation de la pression anthropique (i.e. La fréquence relative des organismes utilisant l'« ovoviviparité » et le « multivoltinisme »),
- - les valeurs associées **au 95^{ème} percentile** de la distribution des valeurs dans les LIRRs, pour les métriques « décroissantes » avec l'augmentation de la pression anthropique (i.e. diversité de Shannon-Weaver, ASPT et richesse taxonomique).

L'homogénéisation des types de cours d'eau et des sites de référence utilisés pour le développement de l'I₂M₂ et dans le réseau de référence pérenne (récemment mis en place) est actuellement en cours. Une typologie simplifiée (typologie I₂M₂) et une liste de sites de référence - légèrement différentes de celles utilisées pour le développement de l'I₂M₂ - sont en cours de définition en collaboration avec l'IRSTEA (groupement de Lyon). Cette typologie et ces sites de référence seront utilisés pour la version « opérationnelle » de l'I₂M₂. Les correspondances entre la typologie nationale d'origine et la version actuelle de la typologie simplifiée « I₂M₂ » telle que proposée par l'IRSTEA (groupement de Lyon) sont données en Annexe C.

Les valeurs de référence provisoires (car susceptibles d'être légèrement modifiées une fois la définition des nouveaux types de cours d'eau et des sites de référence stabilisée) pour les 5 métriques indicatrices de l'état écologique d'un cours d'eau, sont spécifiques de chaque type de cours d'eau (et non « nationales ») et disponibles pour chaque « type I₂M₂ » dans le Tableau V.

Ces valeurs et leurs intervalles de confiance respectifs (Tableau V) ont été obtenus en suivant une approche par bootstrapping similaire à celle utilisée au paragraphe II-4 :

- (i) Pour chaque type de cours d'eau, 100 sous-jeux de données (correspondant à 60% des points de prélèvement provenant de stations de référence du type de cours d'eau considéré) sont créés.
- (ii) Pour chaque métrique, 100 estimations de la valeur de référence sont calculées par type de cours d'eau (en utilisant soit le 5^{ème}, soit le 95^{ème} percentile de la distribution des valeurs de la métrique dans chacun des 100 sous-jeux de données correspondant à chaque type de cours d'eau).
- (iii) Pour chaque combinaison de « métrique x type de cours d'eau », la valeur de référence est obtenue en calculant la moyenne des 100 estimations correspondantes et les limites de l'intervalle de confiance (95%) associé sont calculées.

Tableau VI. Exemple pour un taxon donné, de l'équivalence entre les prédictions numériques du modèle logistique et les probabilités de présence du taxon pour trois valeurs de prédiction numérique particulières (0, 'cut-off' et 1) et pour deux valeurs intermédiaires ('pred1' et 'pred2')

Prédiction numérique du modèle logistique	Probabilité de présence du taxon
0	0
pred1	proba1
cut-off	0,5
pred2	proba2
1	1

Équations permettant la transformation des valeurs intermédiaires de prédictions numériques d'un modèle logistique en probabilité de présence du taxon

$$\frac{(pred1 - 0)}{(cut\ off - 0)} = \frac{(proba1 - 0)}{(0,5 - 0)}$$

$$proba1 = \frac{0,5 \times pred1}{cut\ off} \quad [2]$$

$$\frac{(pred2 - cut\ off)}{(1 - cut\ off)} = \frac{(proba2 - 0,5)}{(1 - 0,5)}$$

$$proba2 = 0,5 + \frac{0,5 \times (pred2 - cut\ off)}{(1 - cut\ off)} \quad [3]$$

2 - Listes faunistiques de référence par type de cours d'eau (Livrable 3)

2.1 – Modélisation de la probabilité de présence des taxons à partir de leur patron de répartition dans les différents types de cours d'eau

295 taxons sont enregistrés au moins une fois dans les listes faunistiques correspondant aux stations de référence. Parmi ces taxons, 151 peuvent être considérés comme rares (i.e. présents dans moins de 5% des opérations de contrôles), leur rareté est trop importante pour permettre de modéliser leur présence. Au contraire, 3 taxons (Oligochaeta, Chironomidae et *Baetis*) sont présents dans plus de 95% des opérations de contrôle correspondant aux sites de référence et peuvent donc être considérés comme ubiquistes.

Nous avons donc cherché à modéliser la présence, dans les stations de référence, de 141 taxons « communs » (i.e. présents dans au moins 5% et au plus 95% des opérations de contrôle) en fonction des 51 types simplifiés « I₂M₂ » de cours d'eau. Nous avons divisé le jeu de données « bon état » (1516 opérations de contrôle) en deux jeux de données : un jeu de données « d'apprentissage » (75% : 1115 opérations de contrôle) et un jeu de données de « test » (25% : 401 opérations de contrôle) Pour cela, nous avons construit un modèle de régression logistique par taxon, en utilisant comme variable dépendante la présence ou l'absence du taxon et comme variable prédictive les types simplifiés « I₂M₂ » auxquels appartiennent les stations échantillonnées.

Nous avons ensuite cherché, pour chaque modèle, quelle était la meilleure valeur de cut-off, c'est à dire la valeur prédite par le modèle pour laquelle le taux de « vrais positifs » (TPR) et le taux de « vrais négatifs » (TNR) étaient égaux. Cette valeur de cut-off correspond à la valeur prédite par le modèle pour laquelle le taxon a 50% de chance d'être présent. Or cette valeur de cut-off est variable d'un modèle à l'autre, et n'est pas égale à **0,5**. Pour pouvoir interpréter les prédictions numériques de ces modèles logistiques comme des probabilités de présence des différents taxons, il convient donc de transformer les prédictions numériques des modèles logistiques en probabilité de présence des taxons. **Prédictions numériques et probabilités de présence sont bornées entre 0 et 1, pour ces deux valeurs extrêmes on pose donc que « prédiction numérique » = « probabilité de présence »** (Tableau VI). On pose que la **valeur de cut-off d'un modèle logistique correspond à une probabilité de présence du taxon de 0,5**. Les prédictions numériques intermédiaires des modèles logistiques (i.e. $0 < \text{pred1} < \text{cut-off}$ et $\text{cut-off} < \text{pred2} < 1$, Tableau VI) sont alors transformées en probabilités de présence en utilisant les équations [2] et [3].

Nous avons également mesuré la qualité des modèles en utilisant le paramètre de l'aire (**AUC** = Area Under the Curve ; FAWCETT 2006) sous la courbe **ROC** (= Receiver Operating Characteristic curve), qui exprime le TPR, en ordonnées, en fonction du TNR, en abscisses. Les modèles prédictifs sont alors d'autant plus efficaces que leur AUC est plus proche de 1, une AUC de 0,5 correspondant à un modèle parfaitement aléatoire. Un intervalle de confiance (95%) a été calculé pour chaque AUC à partir de 2000 bootstraps (ROBIN *et al.* 2011).

Les 141 modèles créés ont démontré de bonnes performances (Tableau VII ; **AUC_{moyen} = 0,7919 +/- 0,0742**).

2.2 – Apport de la prise en compte de la saison dans les prédictions de probabilité de présence des taxons

Pour évaluer l'apport de la prise en compte de la saison dans la prédiction des listes de référence, nous avons de nouveau construit un modèle logistique par taxon, en intégrant, non seulement le type de cours d'eau, mais aussi la saison d'échantillonnage comme variables prédictives.

De la même manière que pour les modèles précédents, le paramètre AUC a été mesuré pour chaque modèle, et les différences de performance des deux types de modèle (« typologie » vs. « typologie + saison ») ont été testées (DELONG *et al.* 1988). Comme de nombreux tests (141) ont été réalisés, nous avons ajusté le niveau de significativité en utilisant la correction de Bonferroni au risque d'erreur de première espèce sur chaque test statistique élémentaire : $\alpha = 0.05/141 = 3,55 \cdot 10^{-4}$.

La prise en compte de la saison dans la prédiction d'occurrence des taxons n'augmente pas la performance des modèles (Tableau VII ; **AUC_{moyen} = 0,8034 +/- 0,0672**), on observe toutefois une augmentation significative pour les modèles correspondant à 6 des 141 taxons (*Brachyptera*, *Dixidae*, *Isoperla*, *Nemoura*, *Perlodes* et *Taeniopteryx*). Nous ne donnerons donc dans le présent rapport que les probabilités de présence des 141 taxons « communs » dans les 51 types « I₂M₂ » de cours d'eau en conditions de moindre impact (i.e. listes de référence) obtenues par les modèles prenant en compte uniquement la « typologie » (cf. Annexe D).

Tableau VII. Performances (AUC) des modèles de régression logistique prédisant la présence des 141 taxons « communs » en fonction du type de modèle construit (i.e. « typologie » ou « typologie + saison »). Les différences de performance entre les deux types de modèle ont été testées par le test de DeLong, les taxons pour lesquels une différence significative a été observée sont indiqués avec un astérisque.

Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC			Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC		
	« typologie »	« typologie + saison »	p-value		« typologie »	« typologie + saison »	p-value
<i>Acentrella</i>	0,8064	0,8025	0,8342	<i>Chloroperla</i>	0,7484	0,7651	0,2353
<i>Adicella</i>	0,8899	0,8929	0,6800	<i>Cloeon</i>	0,7588	0,7852	0,1326
<i>Agapetus</i>	0,7942	0,8088	0,0205	Cnidaria	0,7292	0,7545	0,0233
<i>Agriotypus</i>	0,8432	0,8460	0,6946	Coenagrionidae	0,7071	0,7243	0,2803
<i>Amphinemura</i>	0,7367	0,7849	0,0126	Colymbetinae	0,6629	0,7267	0,0006
<i>Ancylus</i>	0,7839	0,7891	0,1034	<i>Cordulegaster</i>	0,7439	0,7512	0,1261
Anthomyidae	0,6470	0,6516	0,7600	Corixinae	0,6936	0,7079	0,4061
Aphelocheiridae	0,9089	0,9109	0,7684	<i>Cyrnus</i>	0,7274	0,7275	0,9912
Asellidae	0,8206	0,8112	0,1747	Dendrocoelidae	0,7171	0,7345	0,1652
Athericidae	0,7649	0,7706	0,3141	<i>Dinocras</i>	0,9019	0,9008	0,7342
Athripsodes	0,8403	0,8379	0,6961	Dixidae (*)	0,7046	0,7729	4,8e-06
<i>Bithynia</i>	0,8904	0,8824	0,2684	Drusinae	0,8576	0,8719	0,0635
Blephariceridae	0,7918	0,8193	0,0277	<i>Dryops</i>	0,7025	0,6916	0,1662
<i>Boyeria</i>	0,7563	0,7555	0,8532	Dugesiiidae	0,8069	0,8015	0,2474
<i>Brachycentrus</i>	0,8682	0,8784	0,2464	<i>Dupophilus</i>	0,9337	0,9308	0,1789
<i>Brachyptera</i> (*)	0,7215	0,8239	3,0e-06	Dystiscinae	0,6977	0,6680	0,2324
<i>Brychius</i>	0,8872	0,8915	0,3303	<i>Ecdyonurus</i>	0,8064	0,8151	0,2519
Bryozoa	0,8027	0,8166	0,5703	<i>Echinogammarus</i>	0,8709	0,8700	0,7951
<i>Bythinella</i>	0,8318	0,8411	0,1651	<i>Electrogena</i>	0,8266	0,8260	0,9426
<i>Caenis</i>	0,7335	0,7331	0,9385	<i>Elmis</i>	0,8995	0,8996	0,9850
<i>Calopteryx</i>	0,7723	0,7834	0,1337	<i>Elodes</i>	0,8257	0,8347	0,1938
<i>Centroptilum</i>	0,7330	0,7197	0,0155	Empididae	0,7619	0,7561	0,0537
<i>Ceraclea</i>	0,9144	0,9234	0,1429	<i>Epeorus</i>	0,8671	0,8699	0,4861
Ceratopogonidae	0,7354	0,7410	0,5283	<i>Ephemera</i>	0,7754	0,7774	0,7632
<i>Cheumatopsyche</i>	0,8941	0,9013	0,2227	<i>Ephemerella</i>	0,7244	0,7877	0,0063
<i>Chimarra</i>	0,8884	0,8939	0,2516	Erpobdellidae	0,7820	0,7822	0,9553

Tableau VII (suite). Performances (AUC) des modèles de régression logistique prédisant la présence des 141 taxons « communs » en fonction du type de modèle construit (i.e. « typologie » ou « typologie + saison »). Les différences de performance entre les deux types de modèle ont été testées par le test de DeLong, les taxons pour lesquels une différence significative a été observée sont indiqués avec un astérisque.

Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC			Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC		
	« typologie »	« typologie + saison »	p-value		« typologie »	« typologie + saison »	p-value
<i>Esolus</i>	0,8440	0,8432	0,8548	<i>Lasiocephala</i>	0,8612	0,8695	0,2168
<i>Gammarus</i>	0,8117	0,8171	0,2022	<i>Lepidostoma</i>	0,8484	0,8461	0,6544
Gerridae	0,7286	0,7281	0,9775	Leuctridae	0,8211	0,8351	0,0751
Glossiphoniidae	0,7836	0,7894	0,2626	<i>Limnephilini</i>	0,7291	0,7689	0,0191
<i>Glossosoma</i>	0,8035	0,8221	0,0034	<i>Limnius</i>	0,8811	0,8834	0,7874
<i>Goera</i>	0,7216	0,7290	0,2564	Limoniidae	0,7806	0,7834	0,5107
<i>Gomphus</i>	0,8315	0,8479	0,0777	<i>Lype</i>	0,7098	0,7216	0,1733
Gordiidae	0,7640	0,7755	0,3638	Mermithidae	0,6831	0,6913	0,0251
<i>Habroleptoides</i>	0,8080	0,8302	0,0051	<i>Micrasema</i>	0,8831	0,8973	0,0026
<i>Habrophlebia</i>	0,7519	0,7730	0,0717	Micronectiinae	0,7828	0,7844	0,7538
<i>Haliplus</i>	0,7625	0,7612	0,9157	<i>Mystacides</i>	0,8171	0,8200	0,7559
<i>Helichus</i>	0,8045	0,8056	0,9076	<i>Nemoura (*)</i>	0,6832	0,7740	4,5e-05
<i>Helophorus</i>	0,7781	0,7679	0,7501	<i>Normandia</i>	0,9092	0,9113	0,8248
<i>Heptagenia</i>	0,8533	0,8488	0,5986	<i>Odontocerum</i>	0,8660	0,8667	0,8191
<i>Holocentropus</i>	0,7712	0,7864	0,0481	<i>Oecetis</i>	0,8045	0,8095	0,4411
Hydracarina	0,7941	0,7980	0,6110	<i>Oligoplectrum</i>	0,8765	0,8703	0,5479
<i>Hydraena</i>	0,8396	0,8406	0,8406	<i>Onychogomphus</i>	0,8870	0,8882	0,6961
<i>Hydrocyphon</i>	0,7437	0,7379	0,5574	<i>Orectochilus</i>	0,6860	0,7049	0,1529
Hydrometridae	0,6939	0,7080	0,3737	<i>Oulimnius</i>	0,7958	0,7939	0,6718
Hydrophilinae	0,5981	0,6229	0,3691	<i>Paraleptophlebia</i>	0,7345	0,7750	0,0088
Hydroporinae	0,7662	0,7727	0,3332	<i>Perla</i>	0,8592	0,8584	0,8382
<i>Hydropsyche</i>	0,8456	0,8630	0,0119	<i>Perlodes (*)</i>	0,7330	0,8096	1,3e-05
<i>Hydroptila</i>	0,7942	0,8040	0,1596	<i>Philopotamus</i>	0,8504	0,8588	0,2254
<i>Isoperla (*)</i>	0,7399	0,7946	0,0001	<i>Physa</i>	0,7760	0,7847	0,4237
<i>Ithytrichia</i>	0,8430	0,8507	0,2004	Piscicolidae	0,8745	0,8804	0,4898
Laccophilinae	0,6094	0,6185	0,8296	<i>Pisidium</i>	0,8212	0,8172	0,3518

Tableau VII (suite). Performances (AUC) des modèles de régression logistique prédisant la présence des 141 taxons « communs » en fonction du type de modèle construit (i.e. « typologie » ou « typologie + saison »). Les différences de performance entre les deux types de modèle ont été testées par le test de DeLong, les taxons pour lesquels une différence significative a été observée sont indiqués avec un astérisque.

Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC			Taxon/Modèle	Type de modèle : AUC		
	« typologie »	« typologie + saison »	p-value		« typologie »	« typologie + saison »	p-value
Planariidae	0,8057	0,8047	0,6693	<i>Sphaerium</i>	0,8341	0,8370	0,4623
Planorbidae	0,8840	0,8844	0,8716	<i>Stenelmis</i>	0,8757	0,8784	0,2884
<i>Platycnemis</i>	0,8186	0,8131	0,3125	Stenophylacini-Chaetopterygini	0,7427	0,7493	0,5518
<i>Plectrocnemia</i>	0,7272	0,7413	0,4017	Stratiomyidae	0,8456	0,8439	0,6930
<i>Polycentropus</i>	0,7698	0,7650	0,2777	Tabanidae	0,7285	0,7326	0,6636
<i>Potamopyrgus</i>	0,8443	0,8413	0,4832	<i>Taeniopteryx</i> (*)	0,8191	0,9021	0,0002
<i>Proclleon</i>	0,8125	0,8258	0,0350	<i>Theodoxus</i>	0,9015	0,9099	0,0337
<i>Protonemura</i>	0,8730	0,8686	0,1224	<i>Tinodes</i>	0,7732	0,7766	0,7219
<i>Pseudocentropilum</i>	0,7374	0,7521	0,3160	Tipulidae	0,6113	0,6534	0,0025
Psychodidae	0,6888	0,6954	0,4720	<i>Torleya</i>	0,7477	0,7678	0,0679
<i>Psychomyia</i>	0,7850	0,7840	0,8765	<i>Valvata</i>	0,7754	0,7934	0,1436
Ptychopteridae	0,7652	0,7921	0,2114	Veliidae	0,4601	0,5767	0,2471
<i>Radix</i>	0,8104	0,8113	0,7655	<i>Wormaldia</i>	0,7697	0,7692	0,9742
<i>Rhabdiopteryx</i>	0,8555	0,8993	0,1558				
Rhagionidae	0,7728	0,7885	0,0425				
<i>Rhithrogena</i>	0,8582	0,8658	0,2571				
Rhyacophilidae	0,8524	0,8584	0,4444				
<i>Riolus</i>	0,8977	0,8968	0,8220				
<i>Sericostoma</i>	0,8326	0,8337	0,8995				
<i>Setodes</i>	0,8454	0,8534	0,7082				
<i>Sialis</i>	0,7834	0,7946	0,1445				
<i>Silo-Lithax</i>	0,8144	0,8123	0,7130				
Simuliidae	0,7690	0,7691	0,9934				
<i>Siphonoperla</i>	0,8449	0,8576	0,3344				

IV - Reconstitution des conditions de référence biologique pour les types de cours d'eau relevant du protocole RCS pour lesquels les données sont insuffisantes (Livrable 8)

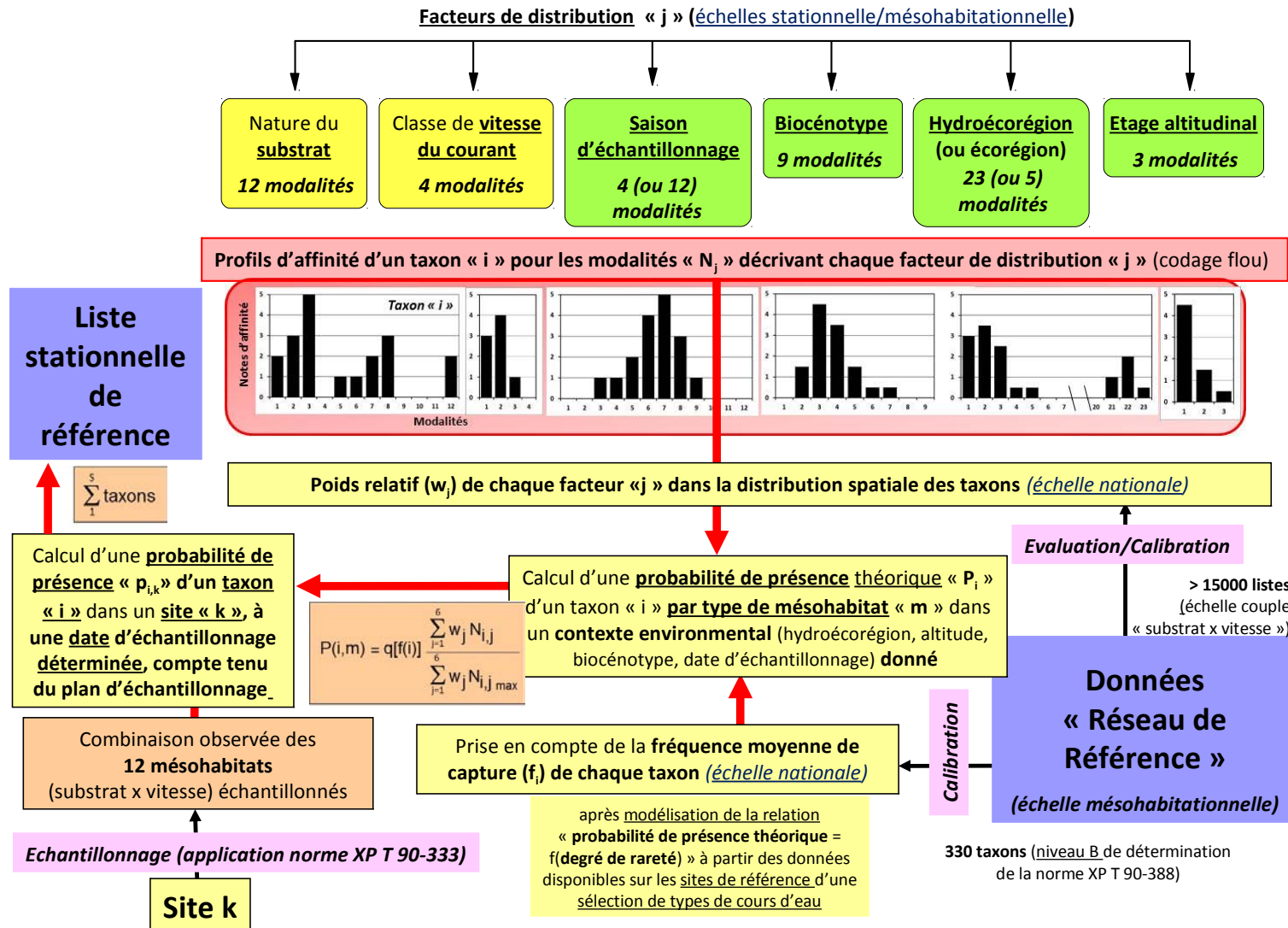
1. Le contexte réglementaire

Les conditions de référence biologiques caractéristiques des types de masses d'eau de surface, selon l'annexe II de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (§ 1.3), peuvent (i) soit être établies sur une base spatiale (i.e. un réseau de stations de référence), (ii) soit être issues d'un modèle ou encore (iii) être dérivées d'une combinaison de ces deux méthodes. Pour un certain nombre de types de cours d'eau relevant du protocole RCS-PCE, l'absence de stations identifiées satisfaisant aux critères d'une station de référence (i.e. absence d'altérations anthropogéniques significatives) ne permet pas l'établissement des conditions de référence biologiques sur une base spatiale. Par ailleurs, sur plusieurs types de cours d'eaux, la quantité d'information biologique disponible sur des stations de référence, pour le compartiment « macroinvertébrés benthiques » est trop faible pour autoriser - actuellement - une définition fiable des conditions de référence biologiques, compte tenu des critères fixés en termes de quantité minimale d'information indispensable à l'établissement des conditions de référence pour un type de cours d'eau donné (cf. § II.A.3. p. 30 & Tableau II, p. 28-29 ; USSEGLIO-POLATERA & MONDY 2011). Cette faible quantité de données disponible pour de nombreux cours d'eau (nombre de listes faunistiques disponibles, acquises avec le protocole RCS, inférieur à 10 pour 63,5% des types de cours d'eaux en février 2011) a d'ailleurs conduit au regroupement de nombreux types de cours d'eau consécutifs (en termes de classes de taille) ou de même taille mais émergeant à deux hydroécotones voisines, pour l'établissement des valeurs de référence (cf. USSEGLIO-POLATERA & MONDY 2011). C'est pourquoi, la modélisation des conditions de référence biologiques (stratégie ii) doit être considérée comme une stratégie incontournable pour de nombreux cours d'eau. Les conditions de référence biologiques caractéristiques d'un type de cours d'eau peuvent être alors établies : (i) soit à l'aide de modèles prédictifs, (ii) soit à l'aide de méthodes a posteriori. La Directive Cadre Européenne [Annexe II ; § 1.3 ; v)] propose alors un recours à des données historiques, paléologiques et/ou toutes autres données disponibles susceptibles de procurer un niveau de confiance suffisant aux valeurs établies pour les conditions de référence de façon à garantir la validité et la cohérence de ces conditions de référence pour tout type de masse d'eau de surface.

2. Une approche basée sur les profils d'affinité des taxons pour un certain nombre de caractéristiques environnementales de l'échelle mésohabitatuelle à l'échelle écorégionale

Des pistes d'établissement d'une « liste faunistique de référence », ont déjà été explorées (e.g. USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2002 ou § III.2.1 du présent rapport), à l'échelle du « point de prélèvement » comme du couple « support/vitesse » (= mésohabitat). Une de ces approches, basée sur les traits biologiques des organismes benthiques a été introduite dans un système expert d'analyse des listes faunistiques acquises avec le protocole IBGN (USSEGLIO-POLATERA *et al.* 2002).

Figure 5. Schéma du processus proposé pour reconstituer les conditions de référence à partir des profils bio-écologiques des taxons



Dans le prolongement de la démarche adoptée pour le système-expert, une approche envisageable consisterait à utiliser les profils d'affinité potentielle des différents taxons d'un assemblage faunistique (au niveau de définition systématique de la norme AFNOR XP T 90-388) pour les différentes modalités de description de variables environnementales « non anthropisables » (Figure 5), i.e. (i) l' « hydroécocorégion » de rang I (qui, implicitement, intègre les grandes caractéristiques géophysiques et climatiques des types de cours d'eau ; 23 modalités) ou, à défaut, la « zone biogéographique » (i.e. l'écocorégion au sens de ILLIES 1978 ; 5 modalités) dans la mesure où l'affinité d'un taxon pour une hydroécocorégion au sein de laquelle aucune véritable station de référence n'a pu être identifiée, peut s'avérer délicate, (ii) la « distribution altitudinale » (3 modalités), (iii) la « distribution longitudinale » décrivant la distribution des taxons le long du profil longitudinal d'une rivière selon la classification de ILLIES & BOTOSANEANU (1963 ; 9 modalités), (iv) la « période d'échantillonnage » afin de tenir compte d'une éventuelle variation dans la probabilité de capture d'un taxon du fait des caractéristiques de son « histoire de vie » [4 (saisons) à 12 (mois) modalités suivant le degré de renseignement de cette variable pour un taxon donné], (v) la « nature du substrat » prélevé (12 modalités de la norme XP T90-333, 2009) et (vi) la « classe de vitesse » échantillonnée (4 modalités de la norme XP T90-333, 2009).

Après évaluation, sur un jeu de données-test (sur stations de référence), des poids respectifs (w_i) de ces 6 variables dans la variabilité des assemblages de macroinvertébrés benthiques obtenus à l'échelle mésohabitationnelle en situation de référence (plus de 15000 listes disponibles dans le jeu de données national) une probabilité de présence théorique à l'échelle du couple « support x vitesse » devrait pouvoir être calculée pour tout taxon, dans le contexte environnemental correspondant au « point de prélèvement » à diagnostiquer (cf. Figure 5).

Cette probabilité de présence théorique, qui ne dépend que de la comparaison du degré d'affinité du taxon pour les caractéristiques environnementales du site à diagnostiquer par rapport à ses préférences environnementales optimales, ne tient donc pas compte du caractère plus ou moins « commun » ou « rare » de ce taxon à l'échelle nationale. Afin de définir une probabilité de présence « objective » [$P(i,m)$ dans la Figure 5], cette probabilité de présence théorique devra donc, pour chaque taxon, être modulée en fonction du degré de rareté de ce taxon à l'échelle nationale. Cette modulation (fonction $q[f(i)]$, dans la figure 5) devrait dériver de l'analyse de la relation « fréquence d'observation = f(probabilité de présence théorique) » compte tenu du degré de rareté des taxons, sur l'ensemble des types de cours d'eaux pour lesquels des sites de référence existent.

3. Une probabilité de présence par « point de prélèvement » à partir de probabilités de présence objectives calculées à l'échelle de chaque couple « substrat x vitesse de courant »

Compte tenu de la combinaison des 12 couples « support x vitesse » échantillonnés sur un « point de prélèvement » par application du protocole de terrain normalisé (norme XP T90-333, 2009), la probabilité de capture d'au moins un individu appartenant à un taxon « i » donné sur un point de prélèvement « k » (= « pi,k » dans la figure 5) devrait pouvoir être facilement établie (e.g. en calculant $P(X_i > 0)$ avec X_i l'effectif du taxon « i » sur l'ensemble des 12 relevés élémentaires, et $P(X_i > 0) = 1 - P(X_i = 0)$), en fonction du nombre d'échantillons réalisés dans les différents couples « support x vitesse » sur ce point de prélèvement à la date « d » et compte tenu de la probabilité de présence objective du taxon « i » sur chacun de ces couples « support x vitesse ».

Étendue à l'ensemble des taxons, la démarche devrait permettre d'établir, pour tous les types de cours d'eau (et notamment ceux pour lesquels aucune station de référence n'est disponible) : une liste faunistique de référence, où chaque taxon est affecté d'une probabilité de présence « objective » à l'échelle du « point de prélèvement » (= station à diagnostiquer).

4. Un travail préalable de recodage des profils de traits indispensable

La mise en place de cette approche nécessitera, au préalable, un recodage des profils d'affinité des taxons identifiés au niveau systématique de la norme XP T 90-388, notamment pour les traits « saison d'échantillonnage » et/ou « hydroécocorégion » (si ce trait est retenu) pour lesquels aucun codage n'existe à l'heure actuelle, à ce niveau de détermination, dans les bases de données disponibles.

Cette approche demandera également l'analyse préalable de la relation « fréquence d'observation = f(probabilité de présence théorique) » compte tenu du degré de rareté des taxons, sur l'ensemble des types de cours d'eaux pour lesquels des sites de référence existent.

5. La possibilité de calculer un écart en liste faunistique observée et liste faunistique théorique

La comparaison de toute 'liste faunistique observée' à une 'liste faunistique théorique' et la mesure d'un écart (ou degré de ressemblance) entre liste faunistique théorique et liste faunistiques observée devient également possible pour l'ensemble des types de cours d'eaux pour lesquels des sites de référence existent.

Tableau VIII. Synthèse des données acquises avec le protocole RCS-GCE disponibles en décembre 2011, par type de cours d'eau

<i>Type national</i>	<i>Nombre d'opérations de contrôle</i>
Petits et moyens cours d'eau	
<i>TP6</i>	1
<i>MP6</i>	1
<i>P9</i>	1
<i>M9</i>	10
<i>M9-10/21</i>	1
<i>TP15</i>	1
<i>MP15</i>	3
<i>P20</i>	1
Grands cours d'eau	
<i>G3/19-8</i>	1
<i>G5</i>	1
<i>TG5/2</i>	5
<i>GM6/8</i>	2
<i>G6</i>	1
<i>TG6/1-8</i>	1
<i>G9</i>	5
<i>G9/10</i>	1
<i>TG9</i>	3
<i>TG9/21</i>	4
<i>G9-10/21</i>	2
<i>TG10-15/4</i>	1
<i>TG11/3-21</i>	2
<i>TG14/3-11</i>	3
<i>TG14/1</i>	1
<i>TG15</i>	9
<i>TTGA</i>	21
<i>TTGL</i>	9
Canaux	
<i>inconnu</i>	20

V - Adaptation de l'I₂M₂ (V1) aux grands cours d'eau (livrable 6)

Nous ne disposons pour le moment, que de très peu de données homogènes acquises avec le protocole « grands cours d'eaux et cours d'eau profonds » (protocole RCS-GCE; MEDD 2009) : 111 listes stationnelles acquises à la fois sur des grands cours d'eau (GC/TGC) et sur des cours d'eaux profonds (TPC/PC/MC) dans la base de données IRSTEA en décembre 2011 (Tableau VIII). Cette quantité est évidemment insuffisante pour travailler en 2011 sur une version grands cours d'eau (GCE) de l'I₂M₂, aussi ce travail devra (i) être en grande partie reporté en 2012 (cf. avenant 2012 à la convention ONEMA/CNRS de 2011) et (ii) intégrer des données supplémentaires déjà acquises avec des protocoles potentiellement comparables (cf. § V.1 ci-dessous).

Toutefois, nous pouvons déjà proposer des pistes de recherches.

1 – Utilisation de listes IBGA/RCS pour compléter les données existantes

Dans un premier temps, le jeu de données GCE disponible risque d'être trop restreint pour mener à bien le développement de l'I₂M₂-GCE. Pour pallier ce manque de données, nous envisageons deux solutions exploratoires :

(i) utiliser des données acquises sur de grands cours d'eaux avec le protocole RCS petit cours d'eau, en faisant la correspondance entre bords (petits cours d'eau) et zones (grands cours d'eau) : B1/berges, B2/zones intermédiaires et B3/chenal principal;

(ii) utiliser des données acquises avec le précédent protocole grands cours d'eau, l'IBGA. Selon ce protocole, 13 prélèvements élémentaires sont réalisés, associant 8 prélèvements élémentaires effectués au un filet Surber par ordre décroissant d'habitabilité, 3 prélèvements élémentaires effectués par dragage dans le chenal principal et 2 prélèvements élémentaires effectués par substrats artificiels. Il paraît en effet envisageable d'utiliser ces données pour le développement de l'I₂M₂-GCE en considérant les correspondances suivantes : berges/4 prélèvements réalisés au filet Surber sur les substrats les plus habitables ; chenal/3 prélèvements obtenus par dragage et enfin zone intermédiaire/2 substrats artificiels et 2 prélèvements réalisés au filet Surber (équivalent Zone intermédiaire dont une partie est accessible à pied et une partie non accessible mais de granulométrie grossière ou de forte pente : cf § V.2).

2 – Base de calcul des métriques

Dans le protocole RCS pour petits et moyens cours d'eau peu profonds, l'échantillonnage est divisé en trois phases (auxquelles correspondent les bocal B1, B2 et B3 ; cf. AFNOR 2009). De même, dans le protocole adapté aux grands cours d'eau (protocole RCS-GCE ;MEDD 2009) l'échantillonnage est également divisé en trois phases. Ces trois phases correspondent à un échantillonnage spécifique des 3 zones majeures du lit du cours d'eau : les berges, le chenal et la zone intermédiaire (accessible ou non à pied)

Dans le processus de développement de l'I₂M₂ petits cours d'eau (pour lequel, dans la suite de ce rapport, nous utiliserons l'acronyme I₂M₂-PCE), les métriques testées étaient calculée sur six bases de calcul différentes correspondant à différentes combinaisons de bocaux (cf. §II.2.1.1). Pour le développement de l'I₂M₂ grand cours d'eau (I₂M₂-GCE), nous envisageons de calculer les métriques à tester sur seulement quatre bases de calcul différentes :

–l'assemblage faunistique « berges » : 4 prélèvements réalisés au filet Surber sur les substrats de berge, par ordre décroissant d'habitabilité (équivalent au bocal B1 du protocole petit cours d'eau). Cette échelle a par ailleurs l'avantage de permettre la réutilisation des données acquises avec le protocole IBGA dans la mesure où avec les 8 prélèvements unitaires de berge réalisés en appliquant ce protocole, il est ,dans tous les cas, possible de reconstituer la combinaison de 4 relevés associés au bocal 1 du protocole RCS-GCE;

–l'assemblage faunistique « zone intermédiaire » : 4 prélèvements réalisés avec une combinaison de méthode (filet Surber et/ou dragages et/ou substrats artificiels) sélectionnée en fonction des caractéristiques d'accessibilité et de granulométrie (équivalent au bocal B2). Dans ce cas de figure, la réutilisation des données IBGA est plus délicate, mais reste envisageable notamment dans le cas où une partie de la zone intermédiaire est (i) accessible à pied (2 prélèvements par filet Surber reconstitués à partir des prélèvements élémentaires de berge IBGA (non utilisés pour la reconstitution du bocal 1) réalisés dans les zones les moins profondes et sur les substrats les plus biogènes) et (ii) présente une granulométrie suffisamment grossière dans la zone inaccessible pour justifier l'utilisation de substrats artificiels (alors remplacés par les 2 substrats artificiels déposés lors de l'application du protocole IBGA);

–l'assemblage faunistique « chenal » : 4 prélèvements réalisés par dragage du fond du cours d'eau (équivalent au bocal B3). L'utilisation des données IBGA posera ici le problème de l'effort d'échantillonnage, dans la mesure où 3 dragages seulement du chenal profond sont réalisés lors de l'application du protocole IBGA;

–l'assemblage faunistique « station » : les 12 prélèvements unitaires sont réunis

3 – Pressions prises en compte

La nature des pressions pouvant altérer les communautés benthiques des grands cours d'eau ne sont pas strictement équivalentes à celles susceptibles d'impacter les petits et moyens cours d'eau, nous prévoyons donc d'adapter l'ensemble de pressions prises en compte pour le développement de l'I₂M₂-GCE.

Les problèmes d'acidification des cours d'eau concernent surtout les petits cours d'eaux de tête de bassin dans certaines zones exposées par le passé (et/ou encore actuellement) à d'importantes retombées (pluies acides) d'oxydes d'azote ou de soufre d'origine industrielle. Ce type de pression est moins susceptible d'altérer les grands cours d'eau, aussi nous ne pensons pas prendre en compte ce type de pression dans le développement de l'I₂M₂-GCE.

Les grands cours d'eau sont par contre soumis à des types de pression qui leur sont propres, parmi ceux-ci, il serait intéressant de prendre en considération notamment l'intensité du trafic fluvial ainsi que des activités susceptibles de modifier le lit mineur du cours d'eau (e.g. les activités d'extraction de granulats).

Toutefois, la liste définitive des pressions prises en compte dans le développement de l'I₂M₂-GCE ne pourra être établie que lorsque nous aurons une connaissance précise des données effectivement disponibles (i.e. déjà bancarisées) ou facile à collecter.

4 – Définition des conditions de référence

Un des principaux problèmes qui risque de se présenter à nous durant le développement de l'I₂M₂-GCE est l'identification des conditions de référence. En effet, du fait (i) d'une forte pression d'urbanisation de leurs berges et (ii) de la très grande surface de leurs bassins versants, les GCE sont très souvent soumis à une succession de pressions cumulées les rendant probablement inéligibles à la définition de stations de référence.

La définition des conditions de référence pourrait alors être réalisée en se basant sur :

- (i) les stations les moins impactées (LIRRs) susceptibles d'offrir des conditions de référence relative ,
- (ii) en suivant une démarche similaire à celle proposée pour les types de petits et moyens cours d'eau relevant du protocole RCS-PCE pour lesquels nous ne disposons pas de données de référence (ou de moindre impact) en quantité suffisante (cf. § IV), en prenant cependant des critères spécifiques pour définir les valeurs de référence à partir des valeurs obtenues sur les LIRRs.

5 – Construction de l'indice

Les démarches de sélection des métriques et de construction de l'indice seraient a priori identiques à celles employées pour l'I₂M₂-PCE, telles que décrites dans le présent rapport (cf. § II).

Tableau IX. Répartition des métriques spécifiques entre les différents types d'altération de la qualité de l'eau et de l'habitat.

	Nombre de métriques spécifiques	
	Stratégie (i)	Stratégie (ii)
MOOX	140	33
Matières azotées (hors nitrates)	27	3
Nitrates	166	34
Matières phosphorées	73	10
MES	38	4
Acidification	21	4
Micro-polluants minéraux	161	39
Pesticides	112	28
HAP	102	16
Micro-polluants organiques	60	14
Voies de communication	101	26
Ripisylve	56	17
Urbanisation 100m	185	35
Risque de Colmatage	208	49
Instabilité Hydrologique	121	36
Anthropisation BV	234	69
Rectification	99	18

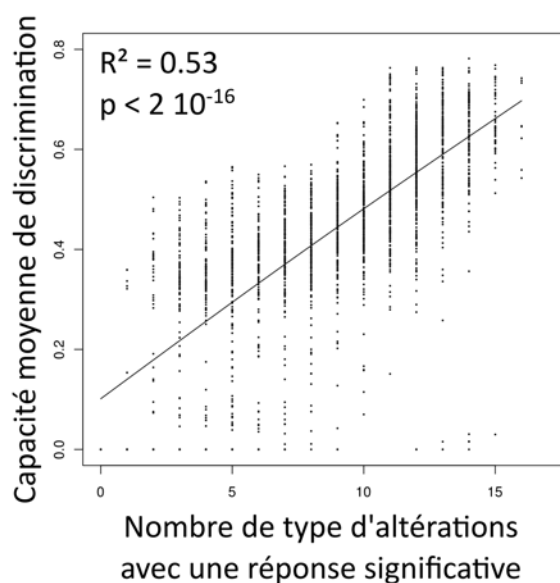


Figure 6. Compromis entre capacité de discrimination et degré de spécificité des métriques biologiques étudiées (n = 2525). La courbe de régression, le coefficient de détermination ajusté et la p-value obtenus avec le modèle additif généralisé (GAM) sont indiqués.

VI - Définir une sélection de métriques complémentaires (Livrable 2) apte à distinguer l'état de référence biologique d'un état perturbé pour différents types de pressions anthropiques spécifiques (= métriques spécifiques)

1 - Métriques spécifiques

Après avoir testé le caractère significatif de la réponse aux pressions des métriques transformées en EQR par une méthode de classification par inférence conditionnelle (HOTHORN *et al.* 2006 ; cf. USSEGLIO-POLATERA & MONDY 2011), i.e. une méthode de classification dichotomique utilisant des tests de permutation de Monte-Carlo ($\alpha = 0,01$; 999 itérations), deux stratégies avec différents niveaux d'exigence ont été définies pour qualifier une métrique de spécifique: (i) une stratégie plutôt souple : la métrique répond significativement au plus à trois catégories de pressions relatives à la qualité de l'eau et trois catégories de pressions relatives à l'intégrité physique de l'habitat et (ii) une stratégie plus exigeante : la métrique répond significativement au plus à trois types de pression (qualité de l'eau ou intégrité physique de l'habitat).

Les métriques spécifiques seraient donc potentiellement des métriques individuellement aptes à n'identifier qu'un nombre restreint de perturbations, et donc candidates à l'intégration dans un outil de diagnostic (cf. Livrable 7) complémentaire à l'I₂M₂-PCE.

Parmi les 2525 métriques testées lors du développement de l'I₂M₂-PCE, 489 ont été qualifiées de « spécifiques » en suivant la stratégie (i) et 182 métriques seulement, parmi celles-ci, ont été validées en suivant la stratégie (ii) plus stricte. Ces métriques sont listées en Annexe E. Le nombre de métriques spécifiques disponibles pour chaque type d'altération est indiqué dans le tableau IX.

2 - Compromis entre niveau de spécificité et capacité de discrimination des métriques

Pour confirmer l'utilisation potentielle de ces métriques spécifiques dans un outil de diagnostic capable de discriminer efficacement les différents types d'altération anthropique, nous avons étudié la relation entre d'une part le nombre de types d'altération auxquels répondait significativement une métrique et d'autre part la capacité moyenne de discrimination calculée pour les types d'altération présentant une réponse significative (Fig. 6). Un modèle linéaire ne pouvant être construit (non normalité des résidus), nous avons utilisé un type de régression non paramétrique : les modèles additifs généralisés (GAM). Contrairement à d'autres types de régression plus classiques, les GAM ne contraignent pas à présumer d'un type de relation spécifique (linéaire, quadratique, etc.) entre la capacité moyenne de discrimination et le nombre de types d'altération pour lesquels les métriques répondent significativement (YUAN 2004).

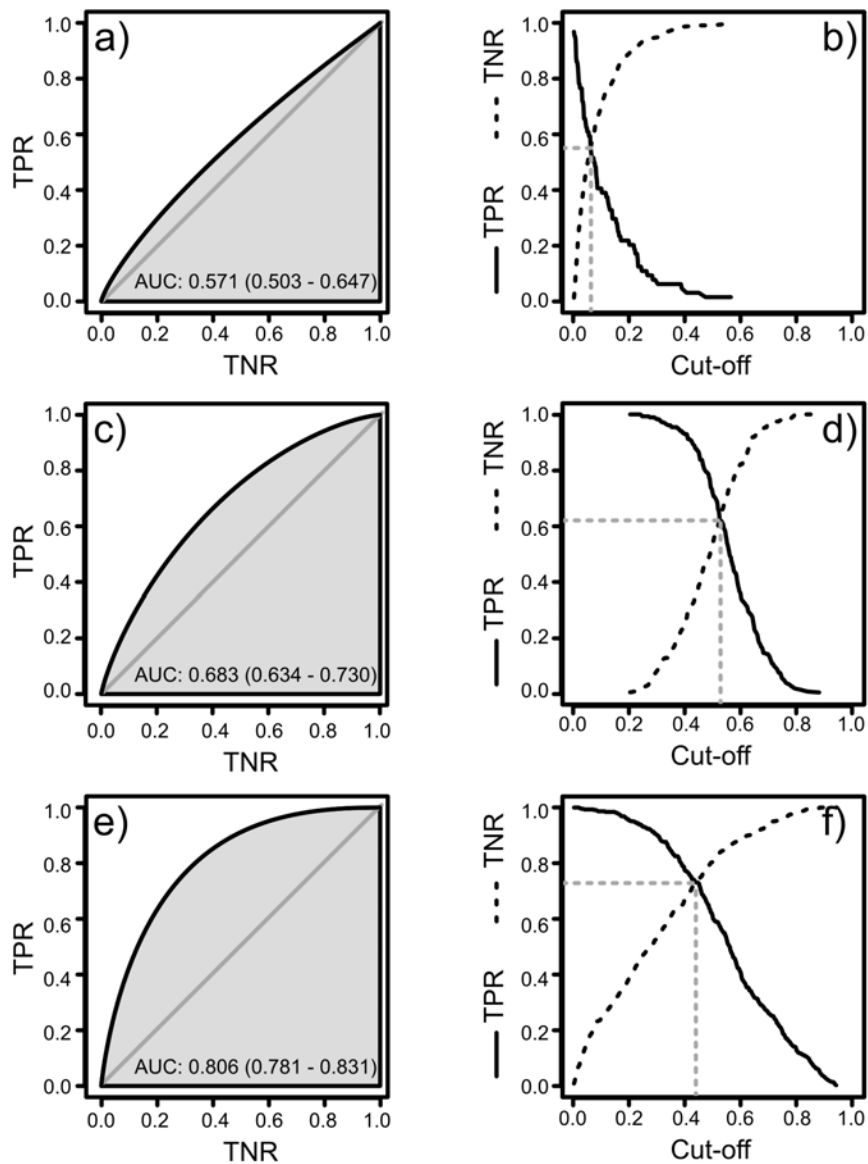


Figure 7. Illustration de trois modèles de type « random forest » aux performances contrastées : (a, b) faible performance (MES), (c, d) performance correcte (micro-polluants minéraux) et (e, f) bonne performance (risque de colmatage). (a, c et e) L'estimation de l'aire (AUC = Area Under the Curve) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve) fournit une évaluation de la qualité du modèle (cf. FAWCETT 2006). (b, d et f) Détermination de la valeur de cut-off (i.e. valeur de risque prédit au delà duquel une station est considérée comme présentant un risque « significatif » d'altération) maximisant à la fois le TPR et le TNR.

Le modèle construit confirme l'existence d'un compromis entre le degré de spécificité et la capacité de discrimination d'une métrique ($R^2 = 0,53$, $p < 2 \cdot 10^{-16}$). Les métriques dont la **réponse est la plus spécifique** étant également celles présentant **la plus faible capacité de discrimination**, leur seule utilisation pour construire un outil de diagnostic capable d'identifier efficacement les différents types d'altération **peut alors paraître relativement peu fiable**. Nous nous sommes donc orientés vers une **approche prenant en compte aussi bien des métriques généralistes que spécifiques** afin de retranscrire le plus fidèlement possible la complexité naturelle des adaptations biologiques des communautés d'invertébrés benthiques aux altérations de la qualité de l'eau et/ou de l'habitat imputables aux activités humaines.

VII - Proposer une procédure permettant l'identification ciblée de différentes catégories de pressions anthropiques (Livrable 7)

1 - Un principe de construction basé sur une forêt d'arbres de classification

Le type de modèle « random forest » (BREIMAN 2001), utilisé ici, permet de regrouper, pour un type de pression donné, les « relevés » en fonction d'un ensemble de métriques d'intérêt (= variables d'entrée) sélectionnées par le modèle parmi un pool de métriques biologiques, compte tenu du niveau de pression anthropique « faible » ou « significatif » auquel les assemblages faunistiques au sein des relevés sont soumis.

La construction d'un arbre de classification isolé (type CART) est relativement dépendante du jeu d'apprentissage dans le processus de sélection des métriques d'intérêt. Ce biais peut être limité en réalisant non pas un arbre de classification isolé unique, mais une forêt d'arbres de classification (BREIMAN 2001). La procédure consiste alors en la construction de 500 arbres de classification en utilisant la méthode du « bootstrap » sur le jeu d'apprentissage.

Nous avons cherché à ce que les modèles obtenus soient aussi performants dans l'identification des « vrais positifs » (i.e. des points de prélèvements avec un risque significatif d'altération correctement alloués) que des « vrais négatifs » (i.e. des points de prélèvements avec un faible risque d'altération correctement alloués). Pour cela, nous avons cherché la valeur de risque prédit pour laquelle le taux de vrais positifs (TPR) et le taux de vrais négatifs (TNR) étaient égaux (Fig. 7b, d et f).

Lorsque de nouvelles données sont testées (e.g. jeu de données « test »), la procédure consiste alors à calculer les profils bio-écologiques des assemblages d'invertébrés des différentes combinaisons de bords puis à réaliser, pour chaque catégorie de pression, des prédictions en utilisant les modèles construits durant la phase précédente d'apprentissage. Pour chaque catégorie de pression, un le risque (exprimé en fréquence relative) que chacun des sites testés soit perturbé, est alors obtenu.

La qualité des modèles obtenus a été évaluée par l'estimation de 4 paramètres différents :

(i) l'aire (AUC = Area Under the Curve ; FAWCETT 2006) sous la courbe ROC (= Receiver Operating Characteristic curve), qui exprime le taux de « vrais positifs » (TPR, en ordonnées) en fonction du taux de « faux positifs » (TNR, en abscisses). Les modèles prédictifs sont alors d'autant plus efficaces que leur AUC est plus proche de 1, une AUC de 0,5 correspondant à un modèle parfaitement aléatoire (Fig. 7a, c et e). Un intervalle de confiance (95%) a été calculé pour chaque AUC à partir de 2000 bootstraps (ROBIN *et al.* 2011).

(ii) le taux de classification correcte (CCR),

(iii) le coefficient Kappa de Cohen (K), qui exprime la proportion de bon classement après avoir enlevé les bons classements pouvant être attribués à la chance seule (COHEN 1960).

et

(iv) la sensibilité du modèle à d'autres catégories de pression qui correspond à la proportion d'opérations de contrôle classées comme ayant un risque d'altération significatif par le modèle alors que les données environnementales le classent à un faible niveau de risque pour le type de pression pris en compte mais avec un risque significatif pour au moins un autre des types de pression.

2 - Exemple d'application

La stratégie décrite ci-dessus a, pour l'instant, été testée sur les pressions relatives à la qualité de l'eau et à l'intégrité physique de l'habitat, uniquement sur la base des profils de traits biologiques (11 traits, 63 modalités) et écologiques (10 traits, 50 modalités) des assemblages d'invertébrés correspondant à six combinaisons différentes de prélèvements unitaires (cf. § II.2.1.1). La prise en compte des l'utilisation relative de ces 113 modalités bio-écologiques devrait permettre de refléter la complexité naturelle des adaptations biologiques.

2.1 - Performances

Les seize modèles construits (un par type d'altération) ont été ordonnés en réalisant une analyse en composantes principales sur les quatre paramètres de qualité. La première composante principale (PC1) de l'ACP restitue **90,84%** de l'information contenue dans le tableau de données initial. Les paramètres AUC, CCR et K sont fortement corrélés positivement avec PC1 (**0,9569**, **0,9879** et **0,8819** respectivement), alors que la sensibilité est fortement corrélée négativement avec PC1 (**-0,9820**). Nous avons donc considéré que PC1 pouvait être considéré comme une bonne mesure synthétique de la qualité des modèles. Les modèles ont ensuite été classés en réalisant une analyse de classification ascendante hiérarchique sur la base des coordonnées des modèles sur PC1 (distance euclidienne et méthode d'agrégation de Ward).

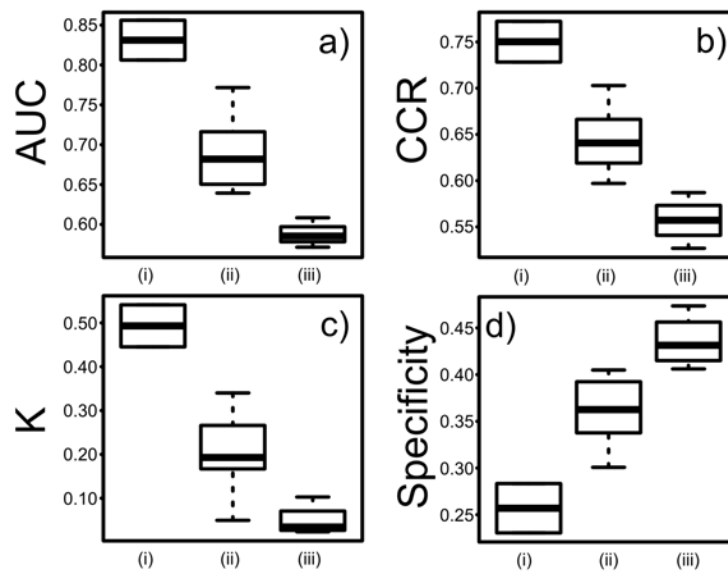


Figure 8. Performances des trois groupes de modèles pour quatre paramètres de qualité : AUC (a), CCR (b), K (c) et la sensibilité (d). Chaque boîte représente l'étendue entre les 25^{ème} et 75^{ème} percentiles. La médiane est représentée par la ligne noire épaisse. Les moustaches fournissent l'étendue (min/max) de variation par groupe. Voir le texte pour une description plus détaillée des quatre paramètres de qualité.

Trois groupes de modèles avec des performances décroissantes ont été identifiés : (i) les modèles présentant de bonnes performances : « nitrates » et « risque de colmatage », (ii) les modèles présentant des performances correctes : « MOOX », « matières azotées (hors nitrates) », « matières phosphorées », « micro-polluants minéraux », « pesticides », « HAP », « micro-polluants organiques », « ripisylve », « urbanisation du bassin versant » et « instabilité hydrologique » et (iii) les modèles avec de faibles performances : « MES », « acidification », « voies de communication » et « taux de rectitude » (Fig. 8).

En l'état, la procédure permettant l'identification ciblée de différents types d'altération d'origine anthropique (i.e. outil de diagnostic) ne prend en compte que les 12 types de pression (sur les 16 testés) correspondant à des modèles présentant des performances au moins correctes. Les modèles les moins performants devraient pouvoir être améliorés par la prise en compte de métriques taxonomiques au cours de futurs travaux.

2.2 - Interprétation

Outre l'aspect de classification et de prédiction du risque, un outil diagnostique basé sur des forêts d'arbres de classification construites à partir des profils bio-écologiques des assemblages d'invertébrés présente l'avantage de fournir des résultats qui peuvent être plus facilement interprétés en termes écologiques.

En effet, en utilisant une représentation graphique adaptée (« partial dependence plots »), il est possible de visualiser l'évolution du risque d'altération en fonction de l'évolution des modalités de traits bio-écologiques incorporées dans le modèle (cf. Fig. 9).

Pour illustrer cette possibilité, nous avons pris l'exemple de deux modèles : un modèle lié à la qualité de l'eau ('micro-polluants minéraux') et un modèle lié à l'intégrité physique de l'habitat (le 'risque de colmatage') pour lesquels nous avons étudié les relations « risque-utilisation des modalités de traits ». Pour chaque modèle, nous avons illustré ces relations pour quatre des modalités présentant une forte importance dans le modèle (Fig.9).

Pour le modèle évaluant le risque de contamination d'un « point de prélèvement » par les micro-polluants minéraux, le risque le plus élevé d'altération est prédit quand les assemblages d'invertébrés benthiques utilisent faiblement les micro-invertébrés comme source de nourriture (Fig. 9a), une respiration de type branchial (Fig. 9b), des cocons comme forme de résistance (Fig. 9c) et quand ils utilisent avec une fréquence élevée une reproduction par « ponte endophytique » (Fig. 9d). Les modifications dans les fréquences relatives d'utilisation de ces quatre modalités représentent, de manière non exhaustive, des adaptations biologiques susceptibles de limiter l'exposition des organismes aux micro-polluants minéraux, (i) en limitant la prédation sur de petits consommateurs primaires pouvant fortement bio-accumuler les métaux (ABEL & BARLOCHER 1988; BELTMAN *et al.* 1999; SMOCK 1983; ALVES *et al.* 2009; Fig. 9a), (ii) en privilégiant des formes de respiration autres que la respiration branchiale qui est susceptible de favoriser l'absorption des métaux dissous en augmentant la surface de contact corps/eau (NAIMO 1995; BARRADAS & PÉQUEUX 1996; Fig. 9b), (iii) en privilégiant des formes de résistance plus résistantes aux métaux (e.g. les œufs ; GAUSS *et al.* 1985) à d'autres formes de résistance plus sensibles (comme les cocons ; Fig. 9c) et ceci d'autant plus que (iv) certaines stratégies de reproduction sélectionnées permettant de limiter l'exposition directe des œufs aux contaminants (comme les pontes endophytiques; Fig. 9d) .

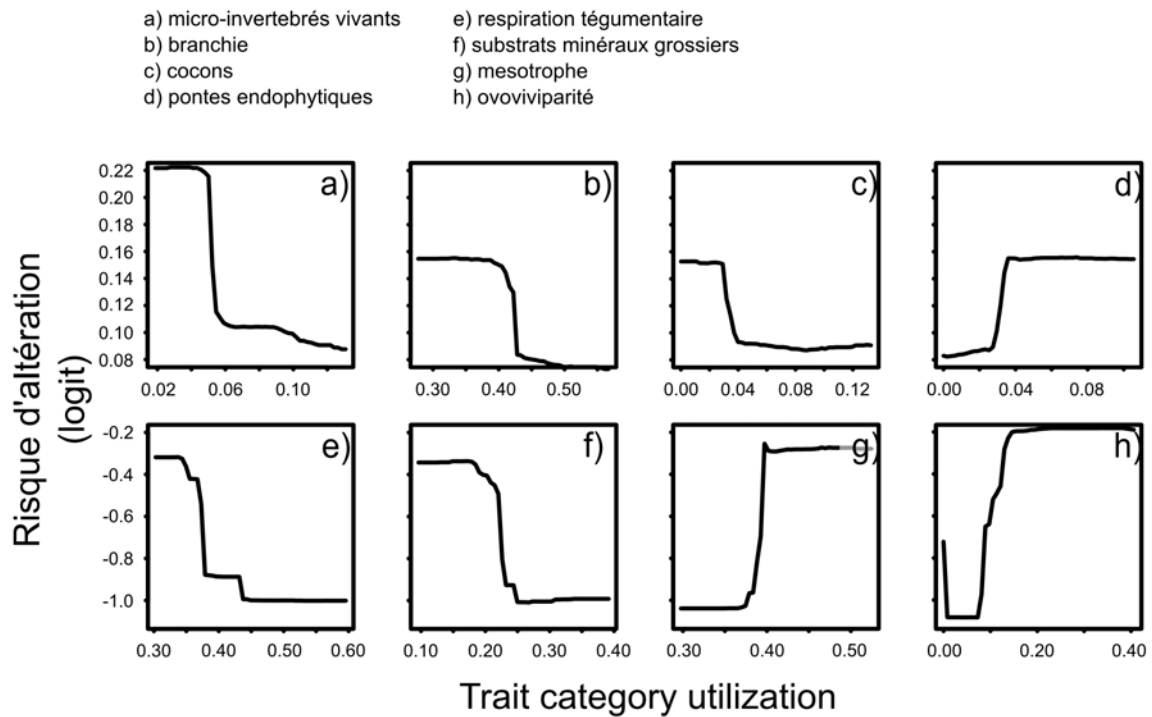


Figure 9. Relations entre utilisation des modalités de traits bio-écologiques et risque d'altération d'après les modèles « random forest » construits pour le risque de contamination par des « micro-polluants minéraux » (a, b, c et d) et pour le risque de colmatage (e, f, g et h).

Les plus forts risques de colmatage sont prédits lorsque les assemblages d'invertébrés benthiques utilisent peu la respiration tégumentaire (Fig. 9e), ont une faible préférence pour les substrats minéraux grossiers (Fig. 9f), mais en revanche une forte affinité pour les milieux mésotrophes (Fig. 9g) et utilisent de manière plus fréquente l'ovoviviparité comme stratégie de reproduction (Fig. 9h). Comme pour le risque de contamination par les micro-polluants minéraux, ces quatre modalités représentent un aperçu non exhaustif des adaptations bio-écologiques plus particulièrement sélectionnées (ou évitées) par les macroinvertébrés benthiques en présence de colmatage du lit d'un cours d'eau.

Ainsi une importante couche de sédiments fins limite la disponibilité de substrats minéraux grossiers et « propres » (Fig. 9f), de même cette couche de sédiment fin pouvant conduire à l'asphyxie des œufs et/ou à l'élimination des organismes à respiration tégumentaire (organismes sensibles au manque d'oxygène dissous ; STATZNER & BÊCHE 2010), ce mode de respiration est défavorisé et des stratégies de protection des œufs, comme l'ovoviviparité (la femelle « protégeant » ces œufs jusqu'à l'éclosion), sont privilégiés (DOLÉDEC *et al.* 2006). De plus, le risque de colmatage des sites a été estimé d'après l'intensité potentielle de l'érosion, du drainage et du lessivage des sols provenant majoritairement d'une exploitation agricole intensive dans le bassin versant. Le colmatage du lit des rivières est donc le plus souvent l'une des conséquences potentielles d'une exploitation agricole intensive, une autre étant l'augmentation des apports en nutriments (SARRIQUET *et al.* 2007) qui pourrait expliquer la forte affinité des assemblages d'invertébrés benthiques aux milieux mésotrophes, observée sur les sites soumis à de forts risques de colmatage.

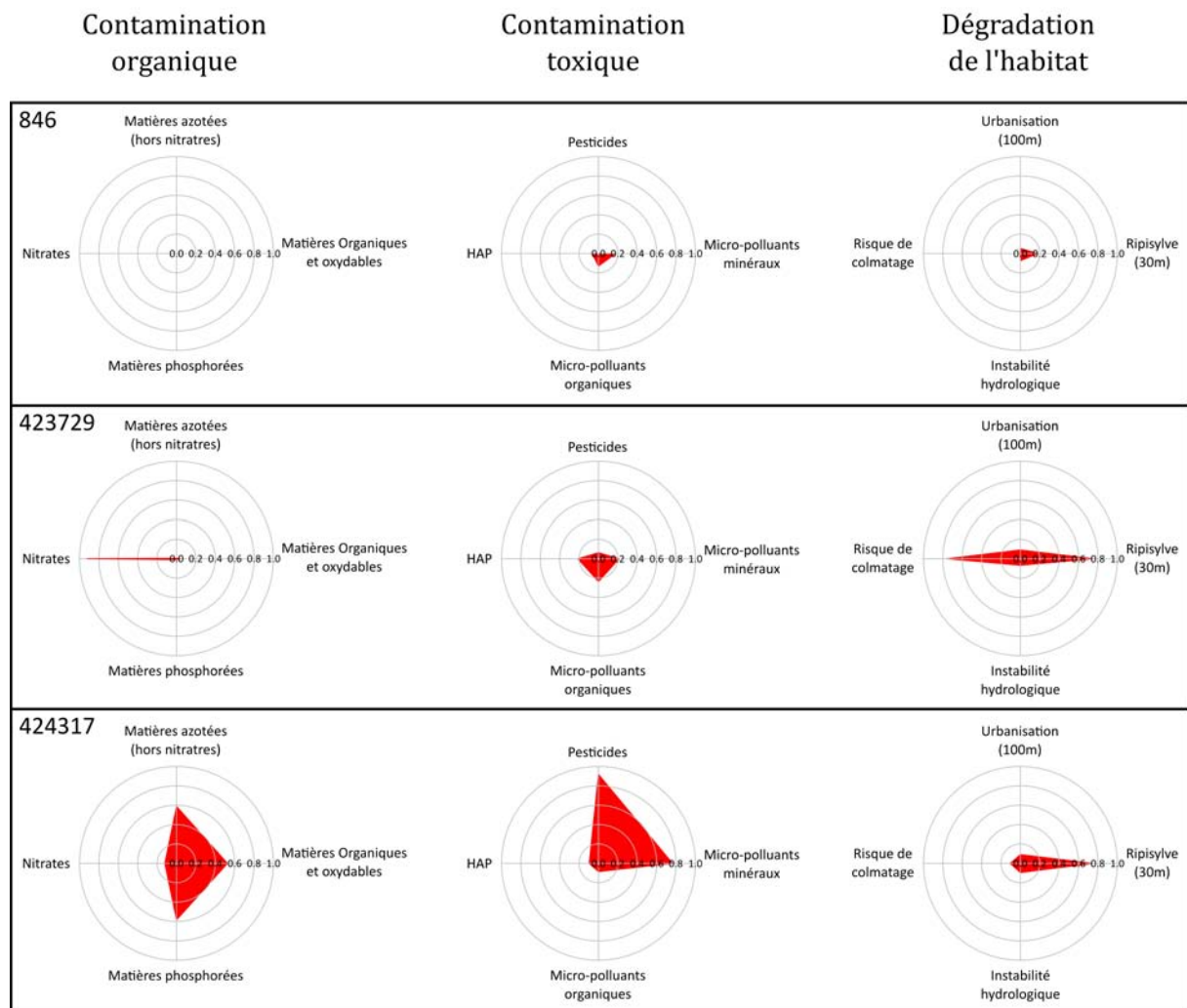


Figure 10. Sortie graphique de l'outil de diagnostic avec ses trois composantes : « contamination organique », « contamination toxique » et « dégradation de l'habitat ». Trois exemples d'opérations de contrôle (n° 846, 423729 et 424317) pour lesquelles l'outil de diagnostic prédit des modèles de risques d'altération différents sont donnés.

2.3 – Sortie graphique de l'outil de diagnostic

Les risques d'altération des différents modèles ne sont pas directement comparables entre eux. En effet, la valeur de cut-off est différente d'un modèle à l'autre (cf. §VI.1 et fig. 6), nous avons donc utilisé la même démarche que pour la prédiction des listes de référence (cf. § III.2.1) et transformé les valeurs prédites par les modèles en probabilité d'altération afin de permettre la production d'une sortie graphique associée à l'outil de diagnostic (voir exemples sur la Fig. 10).

Pour chaque opération de contrôle testée, l'outil de diagnostic peut produire un **tableau récapitulatif les probabilités d'altération pour chaque type de pression** pris en compte, ainsi qu'une **sortie graphique composée de diagrammes en radar**. En l'état, l'outil de diagnostic prend en compte 12 types d'altération qui peuvent être regroupés en trois grandes catégories : les **contaminations organiques** (MOOX, matières azotées, nitrates et matières phosphorées), les **contaminations toxiques** (micro-polluants minéraux, pesticides, HAP et micro-polluants organiques) et les **dégradations de l'habitat** (état de la ripisylve, taux d'urbanisation, risque de colmatage et instabilité hydrologique). Nous avons donc décidé de formater la sortie graphique de la version actuelle de l'outil de diagnostic en utilisant trois diagrammes en radar qui permettent de visualiser clairement et rapidement, **pour chaque grande catégorie** de pression, **quelles sont les altérations les plus susceptibles d'impacter les assemblages de macroinvertébrés benthiques d'un « point de prélèvement » donné** (Fig. 10).

La figure 10 illustre trois exemples d'opérations de contrôle pour lesquelles l'outil de diagnostic prédit des patrons de risque d'altération différents : peu ou pas de risque d'altération quelle que soit la nature de cette altération (n° 846), des risques d'altération importants pour un nombre limité de types d'altération (n°423729) et enfin des risques d'altération relativement importants (> 60%) pour un ou plusieurs types d'altération de chacune des trois grandes catégories de pression (n°424317).

VIII - Conclusion/Bilan

1. I_2M_2 : un indice robuste, à fort pouvoir de discrimination

Le programme 2011 de la convention ONEMA/CNRS a permis de finaliser une version opérationnelle de l'indice invertébré multimétrique (I_2M_2), qui a démontré, à la fois sur le jeu de données d'apprentissage et sur un jeu de données test national (indépendant du jeu de données d'apprentissage), un pouvoir de discrimination des situations d'« impact significatif » (i.e. au mieux de classe 'état moyen') des situations d'« impact non significatif » (i.e. au pire du « bon état ») statistiquement supérieur au pouvoir de discrimination de l'indice IBGN et de l'indice européen d'intercalibration ICM_{star} (cf. Fig. 4). L' I_2M_2 présente par ailleurs l'avantage de prendre en compte directement une large gamme de pressions anthropiques (10 pressions en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau ; 7 types de pression en relation avec les caractéristiques hydromorphologiques du cours d'eau et l'occupation de l'espace dans le bassin-versant), à la fois dans la sélection des métriques qui le constituent et dans le calcul de la valeur même de l'indice (puisque l'efficacité de discrimination de chaque métrique élémentaire pour chaque type de pression intervient dans l'évaluation de chaque sous-indice – calculé par pression – dont l'indice final est la moyenne arithmétique). La démarche adoptée, alliant bootstrapping et tests de permutation, a été conçue pour assurer le maximum de robustesse à l'indice final obtenu, illustré par l'absence de différence significative obtenue entre jeu de données d'apprentissage et jeu de données test.

Le choix définitif des 5 métriques intégrant l' I_2M_2 justifie, a posteriori, l'intérêt de la stratégie d'échantillonnage et du niveau de détermination : (i) 3 des 5 métriques sont calculées à l'échelle de la combinaison de bocal (B2 +B3) qui réunit l'ensemble des prélèvements élémentaires réalisés sur les habitats dominants, justifiant ainsi la prise en compte des surfaces de recouvrement benthique respectives des différents types de substrats au sein de la mosaïque benthique, stratégie adoptée par la plupart des indices DCE-compatibles européens actuels, (ii) une métrique (la richesse spécifique) est calculée à l'échelle du « point de prélèvement » confirmant l'importance et l'apport original des habitats marginaux dans la composition du cortège taxonomique stationnel ; importance déjà soulignée lors de nos rapports antérieurs (e.g. USSEGLIO-POLATERA & MONDY 2008) ; (iii) une métrique (l'abondance relative des espèces ovovivipares) est calculée uniquement sur la base du bocal B3, souvent composé par une proportion élevée de relevés unitaires réalisés sur « le » substrat dominant de la mosaïque stationnelles. L'intérêt avéré du substrat « dominant » en termes de bioindication basée sur le compartiment « macroinvertébrés benthiques » ouvre quelques perspectives quant à l'éventuelle définition d'une méthode de bioindication sur la base d'un substrat « sentinelle » unique.

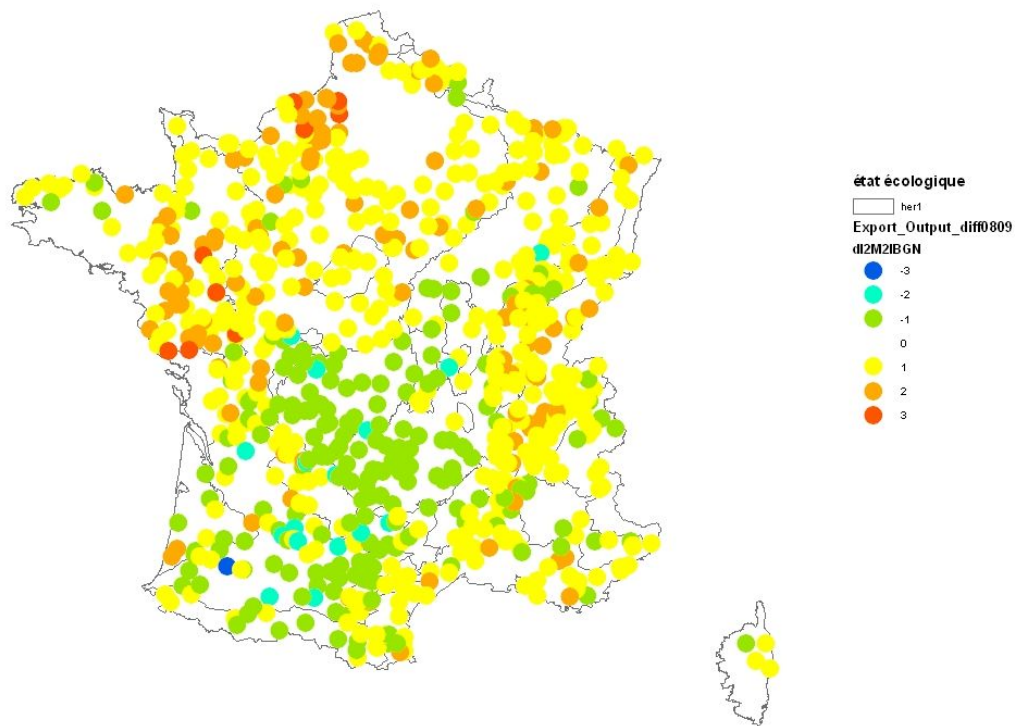


Figure 11. Représentation du changement de limite de classe entre l'indice IBGN et l'indice I_2M_2 . (M. Ferréol ,communication personnelle)

La définition des limites de classes de qualité a été établie de manière objective et statistiquement cohérente, compte tenu de la stratégie adoptée pour la définition des valeurs de référence à partir d'un jeu de données (LIRRs) beaucoup plus large que les simples données disponibles (en trop faible quantité) sur les stations satisfaisant (sur des critères environnementaux) strictement aux caractéristiques attendues pour un site de référence. Ces limites de classe ont par ailleurs l'avantage d'être individuellement fournies avec un intervalle de confiance (IC_{95}), ce qui assure un éventuel « degré de liberté » quant à la définition de la limite de classe qui sera éventuellement retenue dans la version opérationnelle de l'indice candidate à la normalisation.

Le choix d'une combinaison de métriques prenant en compte un large panel de contraintes anthropiques (physico-chimiques et hydromorphologiques) conduit à une évaluation écologique plus sévère d'un certain nombre de sites, notamment dans les bassins soumis à des pressions anthropiques majeures autres que la simple contamination organique (à laquelle l'IBGN était surtout sensible ; e.g. dans le bassin Seine-Normandie ; voir Fig. 11), mais également à une évaluation plus favorable de la qualité écologique dans les bassins subissant une faible pression anthropique et considérés comme des « hot spots » de diversité biologique (e.g. hauts cours du bassin Loire-Bretagne ; Fig. 11)

Le principe de construction de l'indice a été validé au niveau international par un article (actuellement sous presse) dans la revue « Ecological Indicators » (voir référence complète dans la section « Valorisation »).

2. L'outil diagnostique : un complément indispensable à l' I_2M_2

Afin de maximiser les capacités de discrimination de l' I_2M_2 , nous avons volontairement choisi d'intégrer dans l'indice des métriques généralistes (réponse individuelle significative à un large panel de pressions), robustes (faible variabilité en conditions de référence) et complémentaires (non redondance des informations apportées par les différentes métriques). Après la mise en évidence de l'impact significatif des pressions anthropiques sur les communautés macrobenthiques d'un point de prélèvement donné par l' I_2M_2 , l'identification plus précise des causes probables (ou des risques) de perturbation sur ce site doit résulter de l'utilisation d'un outil complémentaire de diagnostic, qui associe dans l'identification des causes de perturbation à la fois des métriques généralistes et des métriques spécialistes.

Plusieurs approches sont possibles. Celle que nous présentons permet, pour chacun des 17 types de pression, de calculer une probabilité d'impact significatif, en optimisant la combinaison de métriques impliquées dans le calcul de cette probabilité. Nous avons choisis délibérément, dans un premier temps, de ne construire ces modèles qu'à partir de métriques bio/écologiques, car beaucoup plus faciles à interpréter en termes fonctionnels (ou d'altération du fonctionnement écologique d'un écosystème) que des métriques purement taxonomiques, qui sont par ailleurs beaucoup plus contraintes par la systématique à large échelle spatiale. La qualité des modèles obtenus est très encourageante puisqu'elle peut être considérée comme satisfaisante à très satisfaisante pour 12 des 17 types de pressions anthropiques prédéfinies, et notamment pour des pressions physiques (e.g. le risque de colmatage) très peu pris en compte par les indices biotiques actuels basés sur le compartiment « macroinvertébrés benthiques ».

Pour les modèles présentant actuellement une faible efficacité, l'effet de la prise en compte de métriques supplémentaires : (i) métriques taxonomiques classiques (basées sur les notions de richesse, abondance ou dominance/régularité de distribution) ou (ii) métriques bio/écologiques à caractère fonctionnel complémentaires (e.g. métriques de spécialisation ou de recouvrement de niches ou métriques mesurant différents aspects de la diversité fonctionnelle) dans l'amélioration des capacités diagnostiques de chaque modèle devrait être testé.

3. L'adaptation de l' I_2M_2 aux grands cours d'eaux : un chantier à poursuivre

Nous n'avons pas pour l'instant travaillé que de manière prospective sur l'adaptation de la version « V1 » de l'indice I_2M_2 aux grands cours d'eaux et cours d'eau profonds (Livrable 6). Peu de données homogènes acquises avec le protocole RCS-GCE sont en effet disponibles à ce jour sur ces types de cours d'eau (111 listes bancarisées par l'IRSTEA au 20 décembre 2011 ; information M. Ferréol). Le pool de listes disponibles regroupe par ailleurs des données très hétérogènes, car à la fois sur les grands cours d'eaux et de petits (ou très petits) cours d'eaux profonds (Tableau VIII), très différents d'un point de vue fonctionnel. Il est donc peu probable que les mêmes métriques taxonomiques et/ou biologiques assurent simultanément une même efficacité de discrimination de ces 2 types de cours d'eaux.

Comme présenté dans la section V de ce rapport, ce travail sera largement approfondi en 2012, sur la base d'un jeu plus important de données faunistiques homogènes [compte tenu du suivi ces deux dernières années des stations GCE par les Agences de l'Eau avec le protocole d'échantillonnage proposé par l'Université de Metz et le Cemagref de Lyon, on peut espérer une bancarisation et une disponibilité rapides – au moins - des données 2010 (?)] et sur la base de données anciennes de type IBGA, dont une partie devrait pouvoir être directement utilisée dans la mise au point de l' I_2M_2 -GCE (cf. section V).

Valorisation scientifique

Le travail décrit dans le présent rapport a fait l'objet de deux articles scientifiques soumis pour publication à des revues internationales.

Le premier correspond à la description de la démarche ayant abouti au développement de l'I₂M₂-PCE. Il a été accepté pour publication le 22 décembre 2011 dans la revue *Ecological Indicators* (IF = 2,967; Q1 in Environmental Sciences) et est actuellement sous presse

Référence : MONDY C., VILLENEUVE B., ARCHAIMBAULT V. & USSEGLIO-POLATERA P. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I₂M₂) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* (in press)

Le second article décrit la mise au point de l'outil de diagnostic basé sur les traits bio/écologiques des invertébrés benthiques et a été soumis pour publication le 4 janvier 2012 à la revue *Ecological Applications* (IF = 4,276; Q1 in Ecology and Environmental Sciences).

Référence : MONDY C. & USSEGLIO-POLATERA P. Using benthic macroinvertebrate biotraits to assess specific risk of stream ecological impairment under multiple pressure scenarii. *Ecological Applications* (soumis)

Références citées

- ABEL, T. & BARLOCHER, F. 1988. Uptake of cadmium by *Gammarus fossarum* (Amphipoda) from food and water. *Journal of Applied Ecology* 25:223-231.
- AFNOR. 2009. Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. AFNOR, Paris, France. XP T90-333. 22p.
- ALVES, L., BORGMANN, U. & DIXON, D. 2009. Kinetics of uranium uptake in soft water and the effect of body size, bioaccumulation and toxicity to *Hyalella azteca*. *Environmental Pollution* 157:2239-2247.
- BARRADAS, C. & PÉQUEUX, A. 1996. Uptake of mercury by the gills of the fresh water Chinese crab *Eriocheir sinensis* (Milne-Edwards). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology* 113:157-160.
- BELTMAN, D. J., CLEMENTS, W. H., LIPTON, J. & CACELA, D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:299-307.
- BREIMAN, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45:5-32.
- COHEN, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20:37-46.
- DELONG, E. R., DELONG, D. M. & CLARKE-PEARSON, D.L. 1988. Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach. *Biometrics* 44:837-845.
- DOLÉDEC, S., PHILIPS, N., SCARSBROOK, M., RILEY, R. H. & TOWNSEND, C.R. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* 25:44-60.
- ESRI. 2006. ArcGis 9.2. ESRI (Environmental Systems Research Institute), Redlands, California, USA.
- FAWCETT, T. 2006. An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters* 27:861-874.
- GABRIELS, W., LOCK, K., DE PAUW, N. & GOETHALS, P.L. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 40:199-207.
- GAUSS, J. D., WOODS, P. E., WINNER, R. W. & SKILLINGS, J.H. 1985. Acute toxicity of copper to three life stages of *Chironomus tentans* as affected by water hardness-alkalinity. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 37:149-157.
- HERING, D., FELD, C., MOOG, O. & OFENBÖCK, T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566:311-324.
- HOTHORN, T., HORNİK, K. & ZEILEIS, A. 2006. Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. *Journal of Computational & Graphical Statistics* 15:651-674.
- ILLIES, J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Fischer Verlag, Stuttgart, Germany.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 12:1-57.

MEDD. 2009. Circulaire relative au protocole expérimental d'échantillonnage des « macro-invertébrés » en cours d'eau profond. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Paris, France. . 19p.

MONDY, C. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2010. Invertébrés benthiques: métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert. Université Paul Verlaine-Metz. Rapport d'activité. 55p.

MONDY, C. P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I₂M₂) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* : doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.013.

NAIMO, T. J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* 4:341-362.

OUDIN, L. C. & MAUPAS, D. 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (Seq-Eau). Ministère de l'Écologie et du Développement Durable - Agences de l'Eau, Paris, France. Technical report. 106p.

ROBIN, X., TURCK, N., HAINARD, A., TIBERT, N., LISACEK, F., SANCHEZ, J. & MÜLLER, M. 2011. pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics* 12:77.

SARRIQUET, P. E., BORDENAVE, P. & MARMONIER, P. 2007. Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications* 23:815-828.

SMOCK, L. A. 1983. Relationships between metal concentrations and organism size in aquatic insects. *Freshwater Biology* 13:313-321.

STATZNER, B. & BÊCHE, L.A. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55:80-119.

USSEGLIO-POLATERA, P. & MONDY, C. 2008. Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert. Université Paul Verlaine-Metz. Rapport d'activité. 144p.

USSEGLIO-POLATERA, P. & MONDY, C. 2011. Invertébrés benthiques : métriques biologiques, conditions de référence, méthodes de bioindication, système-expert. Université Paul Verlaine-Metz. Rapport d'activité final. 147p.

USSEGLIO-POLATERA, P. & WASSON, J.G. 2005. Protocole de prélèvement des Invertébrés sur les sites de référence. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Paris, France. Technical report. 8p.

USSEGLIO-POLATERA, P., BEISEL, J. & GUERNIER, A. 2002. Système expert d'analyse et d'aide à l'interprétation de données recueillies avec le protocole IBGN.

YUAN, L. L. 2004. Assigning macroinvertebrate tolerance classifications using generalised additive models. *Freshwater Biology* 49:662-677.

ANNEXES

Annexe A : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

Annexe B : Paramètres hydromorphologiques utilisés pour caractériser l'intégrité physique de l'habitat

Annexe C : Correspondances entre typologie nationale et typologie « I₂M₂ »

Annexe D : Listes de référence par type « I₂M₂ » de cours d'eau, i.e. probabilités de présence des taxons pour chaque type de cours d'eau obtenues par régression logistique

Annexe E : Liste des 489 métriques spécifiques

Annexe A : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
<i>Organic Matter</i>			
Dissolved oxygen	mg O ₂ / L		6.0000
O ₂ saturation	%		70.0000
BOD ₅	mg O ₂ / L		6.0000
Chemical oxygen demand	mg O ₂ / L		30.0000
Kjeldahl nitrogen	mg N / L		2.0000
Ammonium	mg NH ₄ / L		1.5000
Organic carbon	mg C / L		7.0000
<i>Nitrogen compounds</i>			
Kjeldahl nitrogen	mg N / L		2.0000
Ammonium	mg NH ₄ / L		0.5000
Nitrites	mg NO ₂ / L		0.3000
Nitrates	mg NO ₃ / L		10.0000
<i>Phosphorous compounds</i>			
Total phosphorus	mg P / L		0.2000
Orthophosphates	mg PO ₄ / L		0.5000
<i>Suspended Matter</i>			
Water muddying	NTU		35.0000
Suspended matter	mg / L		50.0000
<i>Acidification</i>			
pH		minimum	6.0000
pH		maximum	9.0000
Aluminium	µg / L	pH<6.5	10.0000
Aluminium	µg / L	pH>6.5	200.0000
<i>Mineral Micropollutants</i>			
Free cyanides	µg / L		0.2000
Arsenic	µg / L		10.0000
Tin	µg / L		10.0000
Lead	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.1000
Lead	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	5.2000
Lead	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	10.0000
Zinc	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.3000
Zinc	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	4.3000
Zinc	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	14.0000
Nickel	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	2.5000
Nickel	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	6.2000
Nickel	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	12.0000
Mercury	µg / L		0.0700
Cadmium	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.0100
Cadmium	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	0.0400
Cadmium	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	0.0900
Chromium	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.4000
Chromium	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	1.8000
Chromium	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	3.6000
Copper	µg / L	CaCO ₃ ≤ 50 mg/L	0.1700
Copper	µg / L	50 < CaCO ₃ ≤ 200 mg/L	1.0000
Copper	µg / L	CaCO ₃ > 200 mg/L	2.7000

Annexe A (suite) : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
<i>Pesticides</i>			
Chlorpyrifos-ethyl	µg / L		0.0005
Prosulfocarbe	µg / L		0.1000
Alachlore	µg / L		3.0000
Aldicarbe	µg / L		0.0500
Aldrine	µg / L		0.0100
Aminotriazole	µg / L		38.0000
Atrazine	µg / L		0.2000
Atrazine desethyl	µg / L		0.2000
Bentazone	µg / L		190.0000
Bifenox	µg / L		0.0700
Captane	µg / L		1.7000
Carbendazime	µg / L		0.0070
Carbofuran	µg / L		0.0150
Chlortoluron	µg / L		1.0000
Cymoxanil	µg / L		0.0600
2,4-D	µg / L		10.0000
DDD 24'	µg / L		0.0060
DDD 44'	µg / L		0.0060
DDE 24'	µg / L		0.3000
DDE 44'	µg / L		0.3000
DDT 24'	µg / L		0.0020
Deltamethrine	µg / L		0.0002
Dichlorprop	µg / L		0.5000
Dieldrine	µg / L		0.0050
Dinoterbe	µg / L		0.0030
Diuron	µg / L		0.2000
Endrine	µg / L		0.0030
Ethofumesate	µg / L		0.8000
Fenpropimorphe	µg / L		2.2000
Folpel	µg / L		0.0200
Flusilazole	µg / L		1.0000
HCH gamma	µg / L		0.0100
loxynil	µg / L		0.4000
Iprodione	µg / L		0.2000
Isodrine	µg / L		0.0030
Isoproturon	µg / L		0.2000
Linuron	µg / L		0.5000
Mancozebe	µg / L		1.0000
2,4-MCPA	µg / L		1.5000
Methabenzthiazuron	µg / L		8.4000
Methomyl	µg / L		0.3000
Metolachlore	µg / L		2.0000
Oxydemeton-methyl	µg / L		0.0300
Parathion ethyl	µg / L		0.00003
Parathion methyl	µg / L		0.0020
Pendimethaline	µg / L		0.3000
Prochloraz	µg / L		0.1000

Annexe A (suite) : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
Simazine	µg / L		0.0200
Terbumeton	µg / L		1.4000
Terbuthylazine	µg / L		0.2000
Terbutryne	µg / L		0.3000
Trifluraline	µg / L		0.2000
Vinclozoline	µg / L		4.0000
Cyprodinil	µg / L		0.1000
Chlorfenvinphos	µg / L		0.0030
Chlorothalonil	µg / L		0.0040
Dicamba	µg / L		3.9000
Dinitrocresol	µg / L		0.7000
Glyphosate	µg / L		0.4000
Paraquat	µg / L		2.0000
Oxadixyl	µg / L		46.0000
Norflurazone	µg / L		0.1000
Aclonifene	µg / L		0.0700
Tebuconazole	µg / L		1.0000
Diquat	µg / L		0.2000
Fenpropidine	µg / L		0.0060
Endosulfan	µg / L		0.0200
Tridemorphe	µg / L		1.3000
Imazamethabenz-methyl	µg / L		120.0000
fosetyl-aluminium	µg / L		5.0000
2,4-D-ester	µg / L		0.0001
<i>PAH</i>			
Benzo(a)anthracene	µg / L		0.0050
Benzo(a)pyrene	µg / L		0.0003
Benzo(b)fluoranthene	µg / L		0.0010
Benzo(k)fluoranthene	µg / L		0.0030
Benzo(g,h,i)perylene	µg / L		0.0030
Fluoranthene	µg / L		0.0240
Indeno (123cd) pyrene	µg / L		0.0016
Acenaphtene	µg / L		0.7000
Anthracene	µg / L		0.0900
Chrysene	µg / L		0.0060
Naphtalene	µg / L		1.9000
Phenanthrene	µg / L		0.1100
Pyrene	µg / L		0.0240
Dibenzo(a,h)anthracene	µg / L		0.00006
Acenaphtylene	µg / L		0.4000
Fluorene	µg / L		0.3000
<i>Organic Micropollutants</i>			
Benzene	µg / L		5.0000
Chloroforme	µg / L		12.0000
Dichloroethane 12	µg / L		1100.0000
Dichlorobenzene 13	µg / L		20.0000
Dichlorobenzene 12	µg / L		20.0000
Dichlorobenzene 14	µg / L		20.0000

Annexe A (suite) : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
Dichloromethane	µg / L		68.0000
Hexachlorobenzene	µg / L		0.0070
Pentachlorophenol	µg / L		0.1000
Toluene	µg / L		100.0000
Trichlorobenzene-1,2,4	µg / L		3.0000
Xylene-ortho	µg / L		1.0000
Xylene-meta	µg / L		1.0000
Xylene-para	µg / L		1.0000
Dichloroethylene-1,2 cis	µg / L		1100.0000
Chloronitrobenzene-1,3	µg / L		30.0000
Chloronitrobenzene-1,2	µg / L		30.0000
Chloronitrobenzene-1,4	µg / L		30.0000
Dichlorophenol-2,4	µg / L		20.0000
EDTA	µg / L		41.0000
Trichlorophenol-2,4,5	µg / L		0.5000
Trichlorophenol-2,4,6	µg / L		0.5000
Dichloroaniline-3,4	µg / L		0.0300
Chloroaniline-4	µg / L		0.0100
Chloroaniline-3	µg / L		0.0100
Chloroaniline-2	µg / L		0.0100
Trichlorobenzene-1,3,5	µg / L		3.0000
Trichlorobenzene-1,2,3	µg / L		3.0000
Trichlorophenol-2,3,6	µg / L		0.5000
Trichlorophenol-2,3,5	µg / L		0.5000
Trichlorophenol-2,3,4	µg / L		0.5000
Dichlorophenol-2,3	µg / L		20.0000
Dichlorophenol-3,5	µg / L		20.0000
Dichlorophenol-3,4	µg / L		20.0000
Dichlorophenol-2,6	µg / L		20.0000
Dichlorophenol-2,5	µg / L		20.0000
Hexachlorobutadiene	µg / L		0.1000
Trichlorophenol-3,4,5	µg / L		0.5000
Dichlorure dibutyletain	µg / L		0.9000
Oxyde de dibutyletain	µg / L		0.9000
Dibutyletain	µg / L		0.9000
Chlorure triphenyletain	µg / L		0.0200
Triphenyletain	µg / L		0.0200
Xylene	µg / L		1.0000
Tributyletain	µg / L		0.0004
p-octyl phenol	µg / L		0.1000
C10-13-chloroalcanes	µg / L		0.5000
Nonylphenols	µg / L		0.3300
4-nonylphenols	µg / L		0.3300
para-tert-Octylphenol	µg / L		0.1000
Dihexyl phtalate	µg / L		0.3000
Dichlorobenzene	µg / L		20.0000
Octylphenol	µg / L		0.1000
Sum of 13 PBDE	µg / L		0.2000

Annexe A (suite) : Paramètres physico-chimiques utilisés pour caractériser la qualité de l'eau

<i>Parameter</i>	<i>Unit</i>	<i>Condition</i>	<i>Low – Moderate boundary</i>
Xylene meta + para	µg / L		1.0000
Dichlorophenol-2,4+2,5	µg / L		20.0000
Cresol	µg / L		100.0000
Xylene ortho+meta+para	µg / L		1.0000
4-n-nonylphenol	µg / L		0.3300
PBDE 203	µg / L		0.2000
Sum of PBDE 194 to 205	µg / L		0.2000

Annexe B : Paramètres hydromorphologiques utilisés pour caractériser l'intégrité physique de l'habitat

Parameter	Description	Low – Moderate boundary	Data sources
<i>Transportation facilities</i>			
TX_VCOM12 W	Ratio between total length of transportation facilities (roads, railways and channels) in a rectangular buffer (1 fold the length x 12 fold the width of the reach) and total length of stream within the reach	100.00%	IGN BD®Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)
<i>Riverain vegetation</i>			
TX_VeG30M	Relative coverage of woody vegetation in a rectangular buffer (length of the reach x 60m)	60.00%	IGN BD®Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)
<i>Urbanization</i>			
TX_URB100 M	Relative coverage of artificial surfaces in a rectangular buffer (length of the reach x 100m)	10.00%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
<i>Clogging risk</i>			
eROS_SAU		expert advice	Montier, C., Le Bissonais, Y., Daroussin, J. and King, D. (1998). Cartographie de l'aléa « Erosion des sols » en France. INRA, Orléans. 56 p. + cartes. 2010 agricultural land use survey (http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/)
ratio_drai	Relative coverage of drained land in the catchment	5.00%	IGN GEOFLA® (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5323861)
<i>Hydrological instability</i>			
eclmt_tot	Ratio between active storage capacity of upstream dam(s) and mean annual through-flow	30.00%	Sauquet, E. (2005). Cartographie des écoulements annuels moyens en France - Note de synthèse. Cemagref HH, Lyon. 40 p.
ratio_irr	Relative coverage of irrigated land in the catchment	5.00%	IGN GEOFLA® (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5323861)
<i>Catchment anthropization</i>			
CLC_Urban	Relative coverage of urbanized surfaces in the catchment	0.40%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
CLC_Intens_agric	Relative coverage of intensive farming surfaces in the catchment	20.00%	Corine Land Cover 2000 (http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000)
<i>Straightening</i>			
TX_ReCTI	Relative length of straight sections of the stream in the reach	10.00%	IGN BD®Topo (http://professionnels.ign.fr/ficheProduitCMS.do?idDoc=5287265)

Annexe C : Correspondances entre typologie nationale et typologie « I₂M₂ »

Types nationaux	Types simplifiés I2M2	Types nationaux	Types simplifiés I2M2	Types nationaux	Types simplifiés I2M2
G1	1	M8-A	15	TP18	49
G14/1	1	TG6/1-8	15	P11	50
M1	1	G6	16	P19	50
M14/1	1	M16-B	16	P20	52
P1	2-1	MP6	16	TP20	52
P14/1	2-2	TP6	17		
TP1	2-3	GMP7	18	TTGA	NULL
G2	3-1	TP7	19	TTGL	NULL
GM7/2	3-1	PTP8	20-1	TG9/21	NULL
MP2	3-2	PTP8-A	20-2	G9	NULL
TP2	4	M9	23	G9/10	NULL
G17/3-21	6	M9-A	23	G10/4	NULL
G21	6	M9/10	23	G18/4	NULL
G3	6	G9-10/21	24	GM22	NULL
G3/19-8	6	M9-10/21	24	M10/4	NULL
GM19/8	6	P9	25	M18/4	NULL
M11/3-21	7	P9-A	25	TG10-15/4	NULL
M14/3-11	7	TP9	26	TG15	NULL
M14/3-8	7	G10	28	G12	NULL
M15-17/3-21	7	TG22/10	28	GM14	NULL
M21	7	M10	29	TG14/1	NULL
M3	7	P10	30	PTP16-A	NULL
M3/19	7	TP10	31	GM20	NULL
M3/8	7	TP11	32	GM20/9	NULL
P11/3-21	8-1	M12-A	34	TG6-7/2	NULL
P17/3-21	8-1	M12-B	34	0	NULL
P21	8-1	P12-A	35	inconnue	NULL
P3	8-2	P12-B	35		
TP21	9-1	TP12-A	36		
TP3	9-2	TP12-B	36		
M4	11-1	M13	37		
P18/4	11-2	P13	37		
P4	11-2	TP13	38		
TP4	11-2	G11/3-21	39		
P22	11-3	G14/3	39		
TP22	11-4	TG11/3-21	39		
G5	12	TG14/3-11	39		
GM5/2	12	TG17/3-21	39		
M5	12	P14	41		
TG5/2	12	TP14	42		
P5	13	MP15	44		
TP5	14	MP15/5	44		
G16	15	MP18	44		
GM6/1	15	TP15	45		
GM6/2-7	15	M16-A	46		
GM6/8	15	P17	48		
GM8	15	TP17	49		

Annexe D : Listes de référence par type « I_2M_2 » de cours d'eau, i.e. probabilités de présence des taxons pour chaque type de cours d'eau obtenues par régression logistique

Annexe D1 : Listes de référence pour les types « I_2M_2 » de cours d'eau 1 à 11-4

Annexe D2 : Listes de référence pour les types « I_2M_2 » de cours d'eau 12 à 30

Annexe D3 : Listes de référence pour les types « I_2M_2 » de cours d'eau 31 à 52

Annexe D1 : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 1 à 11-4

Taxon	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4	6	7	8-1	8-2	9-1	9-2	11-1	11-2	11-3	11-4
<i>Acentrella</i>	0,6178	0,5950	0,5413	0,6108	0,5986	0,0000	0,0000	0,0000	0,0196	0,0076	0,0278	0,0000	0,0283	0,0000	0,0000	0,5184	0,0000
<i>Adicella</i>	0,0000	0,0135	0,0714	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,7207	0,5072	0,0985	0,6509	0,5288	0,5258	0,0000	0,5183	0,5602	0,6230
<i>Agapetus</i>	0,6566	0,8051	0,0714	0,6722	0,0625	0,0000	0,0000	0,9110	0,1078	0,5023	0,5660	0,0833	0,5465	0,0000	0,7864	0,1500	0,9199
<i>Agriotypus</i>	0,0000	0,5194	0,5237	0,5201	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0098	0,0227	0,0069	0,0000	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Amphinemura</i>	0,1429	0,1351	0,0000	0,6163	0,1250	0,0952	0,6874	0,8437	0,0588	0,0530	0,5701	0,0833	0,6284	0,6803	0,6014	0,1000	0,1000
<i>Ancylus</i>	0,7196	0,7878	0,3571	0,2727	0,0938	0,0119	0,0000	1,0000	0,6921	0,7918	0,5638	0,5093	0,6296	0,6431	0,3667	1,0000	0,8037
Anthomyiidae	0,0000	0,0405	0,5030	0,0455	0,5651	0,0357	0,0000	0,6779	0,0490	0,0682	0,0139	0,0000	0,0283	0,5256	0,0167	0,0000	0,0000
Aphelocheiridae	0,0000	0,0000	0,6113	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5732	0,6290	0,0139	0,5466	0,0094	0,0000	0,0000	0,7279	0,0000
Asellidae	0,0000	0,0000	0,5129	0,0227	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0294	0,5179	0,0139	0,0000	0,0377	0,0000	0,0167	0,0500	0,0000
Athericidae	1,0000	0,6691	1,0000	0,7218	0,0000	0,2619	1,0000	1,0000	0,8400	0,9691	1,0000	0,3333	0,5766	1,0000	0,8640	0,5920	1,0000
<i>Athripsodes</i>	0,0000	0,0405	0,0714	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5935	0,6230	0,0625	0,1250	0,0094	0,0000	0,0167	0,0500	0,0000
<i>Bithynia</i>	0,0000	0,0135	0,5098	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5147	0,0000	0,0000	0,0094	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000
Blephariceridae	0,5433	0,5334	0,0000	0,7094	0,6403	0,7107	0,7158	0,8579	0,0980	0,0909	0,6004	0,0000	0,5054	0,0909	0,7229	0,0000	0,0000
<i>Boyeria</i>	0,0000	0,1351	0,7009	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,5211	0,5771	0,0347	0,0833	0,0377	0,0455	0,0167	0,0000	0,0000
<i>Brachycentrus</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5245	0,5880	0,5203	0,1250	0,0943	0,0000	0,0667	0,1000	0,5591
<i>Brachyptera</i>	0,0000	0,0270	0,0000	0,0455	0,5741	0,0119	0,6530	0,0556	0,0294	0,0152	0,5032	0,0417	0,5393	0,0000	0,0000	0,6025	0,0500
<i>Brychius</i>	0,0000	0,0270	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,7525	0,0000	0,0152	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Bryozoa	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0119	0,0000	0,0000	0,5084	0,5623	0,0000	0,0000	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Bythinella</i>	0,7384	0,7361	0,0000	0,6671	0,0000	0,0000	0,0556	0,0556	0,5093	0,0379	0,5083	0,0000	0,6775	0,6116	0,5117	0,0000	0,0000
<i>Caenis</i>	0,2143	0,2297	1,0000	0,1364	0,5273	0,0000	0,0000	0,8800	0,5551	0,5580	0,2639	0,2083	0,1509	0,2273	0,1167	0,5678	0,2500
<i>Calopteryx</i>	0,0000	0,2432	0,8551	0,1136	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	0,8210	0,8156	0,5070	0,6619	0,2264	0,0909	0,0000	0,6957	0,2500
<i>Centroptilum</i>	0,0000	0,1351	0,8916	0,0909	0,0312	0,0000	0,0000	0,0556	0,0980	0,5862	0,0625	0,0417	0,1509	0,6551	0,0000	0,0000	0,5448
<i>Ceraclea</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5035	0,0392	0,5515	0,0000	0,0000	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500
Ceratopogonidae	0,1429	0,2838	0,2857	0,5274	0,2187	0,1071	0,2778	0,2778	0,3235	0,2727	0,8350	0,1667	0,8879	0,8650	0,9505	1,0000	0,8515
<i>Cheumatopsyche</i>	0,0000	0,0000	0,5892	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,5208	0,6515	0,0069	0,5208	0,0377	0,0000	0,0000	0,1500	0,0000
<i>Chimarra</i>	0,0000	0,0135	0,6767	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5673	0,5885	0,0069	0,6228	0,0189	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Chloroperla</i>	0,0714	0,0811	0,0000	0,5519	0,0625	0,5893	0,6577	0,5893	0,0588	0,0833	0,5294	0,0417	0,6513	0,6079	0,0833	0,6303	0,0500
<i>Cloeon</i>	0,0000	0,0135	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0392	0,0000	0,0069	0,0000	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000
Cnidaria	0,0000	0,5087	0,0000	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0392	0,0530	0,0208	0,0000	0,0377	0,0455	0,0000	0,0500	0,5455
Coenagrionidae	0,0000	0,5077	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5094	0,0294	0,0152	0,0069	0,0000	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Colymbetinae	0,0714	0,6505	0,1429	0,0909	0,0000	0,0119	0,0000	0,0000	0,5351	0,1212	0,6208	0,0417	0,5933	0,6081	0,0333	0,0500	0,6408

Annexe D1 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 1 à 11-4

Taxon	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4	6	7	8-1	8-2	9-1	9-2	11-1	11-2	11-3	11-4
<i>Cordulegaster</i>	0,0000	0,1081	0,0714	0,0909	0,0313	0,0000	0,0556	0,0556	0,6263	0,5148	0,6188	0,0833	0,6260	0,7228	0,5680	0,0000	0,6188
Corixinae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5287	0,0000	0,0000	0,0000	0,0196	0,0076	0,0208	0,0000	0,5020	0,0000	0,0167	0,5153	0,0000
<i>Cyrnus</i>	0,0000	0,0405	0,6783	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0392	0,5480	0,0208	0,5309	0,5008	0,0000	0,0167	0,5497	0,0000
Dendrocoelidae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0530	0,5057	0,0000	0,5097	0,0000	0,5858	0,0000	0,6611
<i>Dinocras</i>	0,7706	0,5227	0,0000	0,6716	0,6989	0,0119	0,6432	1,0000	0,1471	0,1288	0,8996	0,0000	0,7273	0,7081	0,9465	0,5183	0,0500
Dixidae	0,8093	0,1216	0,0000	0,6056	0,0000	0,5074	0,9258	0,0556	0,0490	0,0303	0,6014	0,0000	0,6474	0,0455	0,1000	0,0500	0,0500
Drusinae	0,8790	0,2027	0,0000	0,7305	0,0000	0,5362	0,7648	0,6236	0,0882	0,0076	0,5177	0,0000	0,5686	0,9230	0,1667	0,0500	0,1500
<i>Dryops</i>	0,0000	0,0270	0,0000	0,0227	0,0312	0,0000	0,0000	0,0556	0,0686	0,0455	0,5090	0,0000	0,5220	0,0455	0,0333	0,0000	0,0000
Dugesiiidae	0,1429	0,0270	0,5501	0,0000	0,1250	0,0714	0,5626	0,0000	0,1078	0,5109	0,0000	0,1667	0,0094	0,0455	0,0333	0,6064	0,9213
<i>Dupophilus</i>	0,0000	0,1622	0,0714	0,5149	0,0000	0,0000	0,0000	0,1667	0,9034	0,9005	0,8404	1,0000	0,7831	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000
Dystiscinae	0,6111	0,5144	0,0000	0,5298	0,0000	0,0000	0,0278	0,5160	0,0000	0,0152	0,0347	0,0000	0,5172	0,7030	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Ecdyonurus</i>	1,0000	1,0000	0,6479	0,8880	1,0000	0,7066	1,0000	1,0000	0,9033	0,5519	0,8631	0,7946	0,9070	0,7759	0,5892	1,0000	0,7535
<i>Echinogammarus</i>	0,0714	0,5262	0,7110	0,0682	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0392	0,5300	0,0278	0,0417	0,0849	0,0000	0,0167	0,1000	0,5280
<i>Electrogena</i>	0,0000	0,0405	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5601	0,0098	0,0227	0,0417	0,0417	0,5091	0,5372	0,0167	0,0500	0,0500
<i>Elmis</i>	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,3437	0,0238	0,6508	1,0000	0,9384	0,9524	1,0000	0,7381	0,9407	1,0000	0,8952	1,0000	1,0000
<i>Elodes</i>	0,0714	0,5549	0,0000	0,6094	0,0000	0,0000	0,6420	0,0000	0,0490	0,0227	0,0972	0,0417	0,5271	0,0000	0,6897	0,6420	0,7136
Empididae	0,5742	0,3108	0,2143	0,6613	0,9069	0,9290	0,9172	0,5032	0,2059	0,3258	0,2292	0,2500	0,2925	1,0000	0,8013	0,8510	1,0000
<i>Epeorus</i>	0,8169	0,6190	0,0000	0,9418	0,1250	0,2738	1,0000	0,8576	0,7990	0,2803	0,9466	0,2083	0,9275	0,7670	0,8719	0,8719	1,0000
<i>Ephemera</i>	0,0000	0,5676	1,0000	0,5325	0,0625	0,0000	0,2222	1,0000	0,2353	0,8095	0,7460	0,6191	0,2736	0,1364	0,5048	0,8857	1,0000
<i>Ephemerella</i>	1,0000	0,6583	1,0000	0,6169	0,2188	0,0000	0,2222	1,0000	0,7108	0,5850	0,5025	0,3750	0,3113	1,0000	0,8595	0,3500	0,3500
Erpobdellidae	0,0714	0,0811	0,0000	0,0682	0,0313	0,0000	0,0000	0,2222	0,6964	0,5455	0,7581	0,5161	0,6896	0,1818	0,0667	0,6129	0,0000
<i>Esolus</i>	1,0000	0,9418	1,0000	0,7063	0,1563	0,0238	0,1667	1,0000	0,3627	0,5431	0,7607	0,3333	0,9187	1,0000	0,3333	0,3500	0,2000
<i>Gammarus</i>	0,0000	0,2027	0,2857	0,1818	0,6919	0,0476	0,1667	0,8174	0,7423	0,6266	0,3403	0,1667	0,6590	1,0000	0,3333	0,2500	1,0000
Gerridae	0,0000	0,6097	0,8206	0,5434	0,0938	0,0000	0,0000	0,0556	0,0980	0,5339	0,0903	0,0833	0,0849	0,5434	0,0167	0,0500	0,0000
Glossiphoniidae	0,0000	0,0270	0,0714	0,0227	0,0313	0,0000	0,0000	0,5151	0,0686	0,1515	0,5252	0,0000	0,0943	0,0455	0,0000	0,1500	0,1000
<i>Glossosoma</i>	0,7992	0,7530	0,0000	0,9361	0,0000	0,0833	0,6876	0,6876	0,5038	0,1364	0,6192	0,0833	0,7215	0,8083	0,7657	0,5079	0,7188
<i>Goera</i>	0,0714	0,5425	0,5522	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0784	0,5250	0,0208	0,0417	0,0849	0,0455	0,0667	0,0000	0,5611
<i>Gomphus</i>	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0625	0,0000	0,0000	0,0000	0,5697	0,5324	0,0069	0,6571	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Gordiidae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0119	0,0000	0,0000	0,0294	0,0000	0,5073	0,0000	0,5031	0,5114	0,0333	0,5163	0,5163
<i>Habroleptoides</i>	0,2143	0,6597	0,0714	0,7547	0,0000	0,0000	0,1389	0,6003	0,0588	0,1136	0,6752	0,0000	0,6267	0,8365	0,8501	0,7302	1,0000
<i>Habrophlebia</i>	0,0000	0,2432	0,8451	0,1818	0,0000	0,0000	0,2222	0,6386	0,2647	0,2121	0,6235	0,1667	0,6931	1,0000	0,9277	1,0000	1,0000

Annexe D1 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 1 à 11-4

Taxon	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4	6	7	8-1	8-2	9-1	9-2	11-1	11-2	11-3	11-4
<i>Haliplus</i>	0,0000	0,5164	0,0000	0,0000	0,0000	0,0119	0,0000	0,5651	0,0196	0,0303	0,0208	0,0000	0,0472	0,0455	0,0000	0,0500	0,0000
<i>Helichus</i>	0,0000	0,6847	0,6491	0,5255	0,0000	0,0000	0,0000	0,7271	0,0294	0,5069	0,0833	0,0000	0,0472	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Helophorus</i>	0,0000	0,0405	0,0000	0,5176	0,0000	0,0119	0,0000	0,0000	0,0098	0,5261	0,0278	0,0000	0,0472	0,0000	0,0167	0,0500	0,0000
<i>Heptagenia</i>	0,0000	0,0405	0,5688	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6331	0,6982	0,0208	0,8491	0,0377	0,0455	0,0500	0,6378	0,0000
<i>Holocentropus</i>	0,0000	0,0811	0,0714	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,5362	0,5038	0,5114	0,0417	0,5194	0,0000	0,0000	0,5755	0,6361
Hydracarina	1,0000	0,4189	0,3571	0,6922	0,4063	0,5163	1,0000	1,0000	0,4020	0,3561	0,8119	0,2500	0,9361	1,0000	0,7743	0,6614	0,6614
<i>Hydraena</i>	1,0000	0,9559	1,0000	0,9259	0,1562	0,2262	1,0000	0,3333	0,5525	0,9012	1,0000	0,2500	0,9692	1,0000	0,9457	0,6740	1,0000
<i>Hydrocyphon</i>	0,0000	0,0270	0,5228	0,0455	0,0000	0,0000	0,5546	0,1111	0,0490	0,0455	0,1181	0,0000	0,6219	0,8178	0,5992	0,8664	0,8664
Hydrometridae	0,0000	0,5615	0,6137	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5016	0,0227	0,0208	0,0000	0,0094	0,5083	0,0000	0,0000	0,0000
Hydrophilinae	0,5183	0,0270	0,0000	0,0000	0,0000	0,0119	0,0278	0,5004	0,0196	0,0227	0,0139	0,0417	0,5122	0,0455	0,0500	0,0000	0,0000
Hydroporinae	0,7314	0,2162	0,0000	0,6581	0,0625	0,1190	0,1111	1,0000	0,0686	0,0758	0,7650	0,0833	0,5920	1,0000	0,6239	0,1500	0,8120
<i>Hydropsyche</i>	0,3571	0,9131	0,5407	0,3864	0,3750	0,1071	0,8214	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,8787	0,7077	0,8928	1,0000	1,0000
<i>Hydroptila</i>	0,0000	0,1081	0,7850	0,0682	0,8589	0,0000	0,0278	0,0556	0,0490	0,1667	0,0069	0,0833	0,0377	0,0000	0,0167	0,1000	0,1000
<i>Isoperla</i>	1,0000	0,5212	0,0714	0,7124	0,2500	0,8795	0,9297	0,1667	0,5038	0,2045	0,6134	0,1667	0,7851	0,6549	0,5782	0,3000	0,7469
<i>Ithytrichia</i>	0,0000	0,0000	0,0714	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1275	0,5701	0,0278	0,1250	0,0566	0,0000	0,0000	0,5847	0,5155
Laccophilinae	0,0000	0,0135	0,0000	0,0000	0,0312	0,0000	0,0000	0,0000	0,5050	0,5593	0,5046	0,5427	0,5030	0,5510	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Lasiocephala</i>	0,0714	0,0405	0,0000	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,9350	0,0588	0,0682	0,6017	0,5122	0,0094	0,0000	0,0000	0,0500	0,0500
<i>Lepidostoma</i>	0,0714	0,1622	0,0000	0,0227	0,0000	0,0119	0,0000	0,7450	0,5200	0,6986	0,5963	0,5538	0,0660	0,0455	0,0667	0,6175	0,7705
Leuctridae	1,0000	1,0000	0,4286	1,0000	1,0000	0,9087	1,0000	1,0000	0,8496	0,5934	1,0000	0,6805	0,9277	1,0000	0,8722	1,0000	1,0000
Limnephilini	0,0000	0,5673	0,5765	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0588	0,0303	0,0486	0,0000	0,5077	0,5149	0,0167	0,0500	0,0500
<i>Limnius</i>	0,4286	1,0000	1,0000	1,0000	0,2500	0,0000	0,3611	1,0000	0,9212	1,0000	0,9442	1,0000	0,7724	1,0000	0,7320	1,0000	1,0000
Limoniidae	1,0000	0,8073	0,4286	1,0000	0,7771	1,0000	1,0000	0,6038	0,5805	0,5138	0,6038	1,0000	1,0000	1,0000	0,7623	0,6434	0,3500
<i>Lype</i>	0,0000	0,0811	0,7434	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,5342	0,0588	0,5554	0,0208	0,5509	0,0283	0,0000	0,0500	0,0500	0,5808
Mermithidae	0,1429	0,0946	0,0000	0,1364	0,7194	0,5938	0,7506	0,6009	0,2157	0,1818	0,1944	0,0833	0,5426	0,5919	0,2167	0,1500	0,6409
<i>Micrasema</i>	1,0000	0,2568	0,5404	0,5126	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	0,6636	0,5126	0,7915	0,7319	0,6763	0,2273	0,6425	0,1000	0,6783
Micronektiinae	0,0000	0,0405	0,0714	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5205	0,0985	0,1319	0,0000	0,0849	0,0000	0,0000	0,0000	0,6507
<i>Mystacides</i>	0,0000	0,1216	0,6588	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1667	0,6878	0,5778	0,1319	0,0833	0,1038	0,1818	0,0167	0,5223	0,1000
<i>Nemoura</i>	0,6126	0,6091	0,0714	0,5070	0,1875	0,7848	0,8996	0,0556	0,0980	0,1667	0,5732	0,1667	0,6760	0,1818	0,1667	0,8192	0,7288
<i>Normandia</i>	0,0000	0,0135	0,5213	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0098	0,5008	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500	0,0000
<i>Odontocerum</i>	0,7372	0,6271	0,0000	0,8746	0,0000	0,0000	0,7445	1,0000	0,1863	0,1288	0,8467	0,1250	0,7397	1,0000	1,0000	0,2000	1,0000
<i>Oecetis</i>	0,0000	0,0811	0,6171	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,6190	0,5736	0,1042	0,0417	0,0472	0,0000	0,0000	0,7320	0,6650

Annexe D1 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 1 à 11-4

Taxon	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4	6	7	8-1	8-2	9-1	9-2	11-1	11-2	11-3	11-4
<i>Oligoplectrum</i>	0,0000	0,0270	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,5671	0,5416	0,5530	0,0208	0,0417	0,5169	0,0000	0,0167	0,0000	0,0000
<i>Onychogomphus</i>	0,0000	0,0405	0,7902	0,0227	0,0938	0,0000	0,0000	0,0000	0,7265	0,6663	0,0208	0,5105	0,0566	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Orectochilus</i>	0,0714	0,1757	0,1429	0,0000	0,6075	0,0000	0,0000	0,1667	0,5536	0,6669	0,1111	0,5420	0,1509	0,1364	0,0000	0,6075	0,5290
<i>Oulimnius</i>	0,0000	0,2703	1,0000	0,2045	0,0313	0,0238	0,0556	0,7429	0,2745	0,6494	0,6143	0,2500	0,2830	0,5792	0,0833	0,6529	0,6529
<i>Paraleptophlebia</i>	0,1429	0,5670	0,5839	0,5035	0,0000	0,0000	0,1389	0,1111	0,6145	0,6580	0,5651	0,6359	0,5603	0,0909	0,0833	0,6359	0,0500
<i>Perla</i>	1,0000	0,5448	0,0000	0,8565	0,6052	0,2619	0,1667	0,7661	0,6285	0,1818	0,7661	0,0000	0,5829	0,9043	0,7895	0,8947	0,6842
<i>Perlodes</i>	0,1429	0,1081	0,0000	0,5130	0,0625	0,5579	0,6826	0,0000	0,6079	0,5022	0,5437	0,5239	0,5553	0,0909	0,0833	0,0500	0,5001
<i>Philopotamus</i>	0,6863	0,7231	0,1429	0,7006	0,0313	0,0476	0,8374	0,0000	0,0980	0,0833	0,6544	0,0000	0,7238	0,5342	0,8780	0,7804	0,9268
<i>Physa</i>	0,0000	0,0000	0,5266	0,0000	0,0313	0,0000	0,0000	0,0000	0,0294	0,0152	0,0000	0,0000	0,0189	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Piscicolidae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0294	0,0152	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500	0,0000
<i>Pisidium</i>	0,0000	0,2432	0,5540	0,2045	0,0000	0,0000	0,0278	0,1667	0,7348	0,7635	0,5231	0,5664	0,5288	0,0455	0,1333	0,5838	0,7919
Planariidae	1,0000	0,7034	0,5297	0,9501	0,1250	0,5036	0,5733	1,0000	0,1275	0,1439	0,7562	0,0000	0,7723	0,7007	0,9268	0,6708	1,0000
Planorbidae	0,0714	0,0000	0,0000	0,0909	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0588	0,5608	0,0278	0,0417	0,0566	0,0455	0,0167	0,0500	0,0500
<i>Platycnemis</i>	0,0000	0,0135	0,8243	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0588	0,5807	0,0069	0,0417	0,0472	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Plectrocnemia</i>	0,5828	0,5422	0,0714	0,0000	0,0000	0,0119	0,0556	0,0000	0,0196	0,0076	0,0278	0,0417	0,5040	0,0000	0,0333	0,5327	0,5327
<i>Polycentropus</i>	0,1429	0,5848	0,8312	0,1364	0,0313	0,0000	0,0833	0,0556	0,6524	0,6061	0,5897	0,2500	0,2830	0,0000	0,0333	0,7637	0,2000
<i>Potamopyrgus</i>	0,0000	0,5198	0,6827	0,0455	0,0000	0,0119	0,0000	0,7532	0,0294	0,5962	0,0347	0,1250	0,0094	0,0000	0,0000	0,0500	0,0000
<i>Proclleon</i>	0,0000	0,0270	0,5409	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0784	0,5325	0,0417	0,0000	0,0377	0,0455	0,0000	0,0000	0,0500
<i>Protonemura</i>	1,0000	0,5989	0,0714	1,0000	0,3125	0,9679	1,0000	0,8501	0,3137	0,2879	0,8876	0,6627	0,9491	0,7547	1,0000	0,8651	1,0000
<i>Pseudocentropilum</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5654	0,5180	0,0152	0,5111	0,0000	0,0189	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Psychodidae	0,7367	0,5019	0,2143	0,6649	0,2187	0,6709	0,9488	0,5905	0,0784	0,0758	0,1667	0,0417	0,6871	0,7487	0,5700	0,5393	0,6314
<i>Psychomyia</i>	0,0000	0,0541	0,6103	0,0000	0,6163	0,0000	0,0000	0,0556	0,6924	0,6073	0,0833	0,5453	0,1132	0,0455	0,1000	0,7272	0,0500
Ptychopteridae	0,0000	0,0270	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0152	0,0139	0,5940	0,5098	0,0000	0,0000	0,0000	0,5128
<i>Radix</i>	0,0000	0,0946	0,0000	0,0227	0,0625	0,0000	0,0278	0,7577	0,0588	0,0909	0,0069	0,0000	0,0755	0,0455	0,0500	0,0000	0,0500
<i>Rhabdiopteryx</i>	0,0000	0,0270	0,0000	0,0227	0,5007	0,7717	0,7337	0,5266	0,0098	0,0000	0,0139	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6272	0,6272
Rhagionidae	0,0000	0,5224	0,0714	0,5180	0,0000	0,0119	0,0000	0,8036	0,0294	0,0000	0,5173	0,0000	0,5221	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500
<i>Rhithrogena</i>	1,0000	0,8048	0,1429	0,9531	0,6775	0,9509	0,7707	1,0000	0,2255	0,2045	0,8710	0,1667	0,8637	0,5309	0,6904	0,0500	0,2000
Rhyacophilidae	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,7261	0,7354	0,8545	0,3750	0,9341	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
<i>Riolus</i>	0,5515	0,1351	1,0000	0,0227	0,1250	0,1071	0,1111	0,1111	0,0098	0,0455	0,0139	0,0000	0,0283	0,0455	0,0000	0,5291	0,0000
<i>Sericostoma</i>	0,3571	0,8841	0,0714	0,9025	0,0625	0,0714	1,0000	1,0000	0,3824	0,5451	1,0000	0,2917	0,6358	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
<i>Setodes</i>	0,0000	0,0000	0,6006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0490	0,5171	0,0000	0,0417	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500	0,0500

Annexe D1 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 1 à 11-4

Taxon	1	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4	6	7	8-1	8-2	9-1	9-2	11-1	11-2	11-3	11-4
<i>Sialis</i>	0,0000	0,1216	0,7727	0,1591	0,0000	0,0000	0,1389	0,0000	0,1471	0,5298	0,5580	0,0000	0,5196	0,7830	0,0833	0,7613	0,9204
<i>Silo-Lithax</i>	0,6727	0,5975	0,1429	0,5313	0,0000	0,0000	0,2500	1,0000	0,6181	0,5140	0,7932	0,7136	0,7838	0,0455	0,2667	0,5418	0,6563
Simuliidae	1,0000	0,4595	0,4286	1,0000	1,0000	0,4524	1,0000	1,0000	0,8434	0,7581	0,6673	1,0000	0,8494	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
<i>Siphonoperla</i>	0,5749	0,5376	0,0000	0,7295	0,0000	0,0119	0,0000	0,5041	0,5332	0,5153	0,5454	0,0417	0,6210	0,7971	0,1000	0,1500	0,5536
<i>Sphaerium</i>	0,0000	0,0270	0,0714	0,0227	0,0000	0,0000	0,0556	0,5153	0,0098	0,5656	0,0764	0,0000	0,0943	0,5468	0,0833	0,6884	0,0500
<i>Stenelmis</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,0490	0,5834	0,0069	0,5205	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000
Stenophylacini-Chaetopterygini	0,5742	0,3243	0,2857	0,3182	0,2187	0,6807	0,9172	1,0000	0,2843	0,2121	0,7723	0,1250	0,7751	0,5936	0,9007	0,2000	0,7020
Stratiomyidae	0,6279	0,1081	0,6279	0,1136	0,0312	0,5193	0,0833	0,5658	0,0000	0,0076	0,0069	0,0000	0,0094	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Tabanidae	0,0000	0,1892	0,2143	0,0682	0,2188	0,0119	0,0000	0,0000	0,2059	0,5687	0,2431	0,1667	0,2358	0,0000	0,0333	0,1000	0,1500
<i>Taeniopteryx</i>	0,7405	0,0811	0,0000	0,5596	0,0000	0,7261	0,5963	0,0000	0,0294	0,0606	0,5122	0,0833	0,5430	0,5046	0,6165	0,0500	0,0000
<i>Theodoxus</i>	0,0000	0,0405	0,6777	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5129	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0500
<i>Tinodes</i>	0,0000	0,5263	0,6291	0,0909	0,0000	0,0000	0,1111	0,7115	0,0490	0,0379	0,0347	0,5131	0,5101	0,0000	0,5023	0,0500	0,0000
Tipulidae	1,0000	0,6352	0,5462	0,6391	0,1250	0,6408	0,8235	0,0556	0,1176	0,1212	0,1806	0,0833	0,1604	0,0909	0,1833	0,6824	0,5236
<i>Torleya</i>	0,0000	0,1081	0,0714	0,1136	0,0000	0,0000	0,0000	0,6341	0,5868	0,5310	0,5975	0,0417	0,0566	0,7007	0,5829	0,1000	0,6707
<i>Valvata</i>	0,6052	0,5518	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0294	0,0152	0,0139	0,0000	0,0377	0,0455	0,5025	0,0000	0,0000
Veliidae	0,0000	0,0135	0,5150	0,5370	0,0000	0,0000	0,0278	0,5599	0,0490	0,0227	0,5284	0,0000	0,5302	0,0455	0,0500	0,0000	0,5473
<i>Wormaldia</i>	0,0000	0,0135	0,5967	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0490	0,0455	0,0347	0,0417	0,0566	0,0000	0,0167	0,6612	0,6612

Annexe D2 : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 12 à 30

Taxon	12	13	14	15	16	17	18	19	20-1	20-2	23	24	25	26	28	29	30
<i>Acentrella</i>	0,5266	0,0067	0,0000	0,0263	0,0000	0,0000	0,7176	0,6975	0,5040	0,0000	0,5540	0,0000	0,0313	0,0000	0,0000	0,0227	0,0313
<i>Adicella</i>	0,0000	0,0000	0,0152	0,0263	0,6304	0,0208	0,0139	0,0217	0,0366	0,0333	0,0000	0,0000	0,6466	0,0694	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Agapetus</i>	0,0385	0,0067	0,0606	0,0789	0,6230	0,0208	0,0417	0,1087	0,5310	0,6261	0,0556	0,1500	0,1875	0,1667	0,0000	0,1364	0,0313
<i>Agriotypus</i>	0,0385	0,0133	0,0303	0,0000	0,0000	0,5601	0,0000	0,0000	0,0488	0,5184	0,0000	0,0000	0,6527	0,5523	0,0000	0,0455	0,5138
<i>Amphinemura</i>	0,6212	0,5592	0,7229	0,0526	0,0588	0,0625	0,0972	0,0652	0,5711	0,8124	0,0000	0,0000	0,1250	0,0556	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Ancylus</i>	0,2885	0,1267	0,0909	0,8967	0,6536	0,2917	0,0694	0,0435	0,6170	0,3000	0,5638	1,0000	0,3125	1,0000	1,0000	0,6431	0,6319
Anthomyidae	0,5540	0,0133	0,0152	0,5727	0,6248	0,5651	0,5651	0,0435	0,5191	0,7294	0,0556	0,0000	0,0625	0,0556	0,5941	0,5256	0,5832
Aphelocheiridae	0,0000	0,0000	0,0000	0,1053	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,9244	1,0000	0,6174	0,0694	0,9320	0,5053	0,0781
Asellidae	0,0000	0,0133	0,0152	0,0000	0,6323	0,0000	0,0278	0,0217	0,0000	0,0000	0,7474	0,8295	0,0313	0,0417	1,0000	0,5609	0,5561
Athericidae	0,9215	0,6192	0,9382	0,6779	0,2059	0,3333	0,8300	0,3478	0,8507	1,0000	1,0000	0,2000	1,0000	0,2778	1,0000	0,8145	0,3750
<i>Athripsodes</i>	0,0385	0,0200	0,0000	0,0789	0,0588	0,0000	0,1250	0,0652	0,0732	0,0000	0,8848	0,7927	0,8704	0,6353	1,0000	0,8115	0,5897
<i>Bithynia</i>	0,0192	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,0000	0,0000	0,0333	0,8094	0,6568	0,6783	0,0278	1,0000	0,9220	0,6962
Blephariceridae	0,0577	0,0867	0,5156	0,6635	0,0588	0,0208	0,0417	0,0000	0,5789	0,0667	0,0000	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Boyeria</i>	0,0000	0,0200	0,0000	0,7429	0,6305	0,6802	0,5735	0,7573	0,5064	0,0667	0,0278	0,5115	0,0312	0,5348	0,0000	0,0455	0,0313
<i>Brachycentrus</i>	0,5478	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5101	0,9265	0,1250	0,0139	0,8530	0,1591	0,1406
<i>Brachyptera</i>	0,5632	0,5155	0,6042	0,0000	0,0000	0,0417	0,5110	0,0000	0,0000	0,5457	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Brychius</i>	0,5501	0,5099	0,0000	0,0000	0,0294	0,5359	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,7215	0,0139	0,0500	0,6203	0,6171
Bryozoa	0,0000	0,0000	0,0152	0,0000	0,0000	0,0208	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5155	0,6730	0,5571	0,0278	0,9455	0,0227	0,5231
<i>Bythinella</i>	0,0000	0,0000	0,0152	0,0263	0,6051	0,0833	0,0417	0,0000	0,6874	0,7559	0,0833	0,0000	0,0000	0,0139	0,0000	0,0227	0,0156
<i>Caenis</i>	0,2308	0,1400	0,0303	0,9431	0,6187	0,5048	0,7899	0,9530	0,7628	0,2667	0,8199	1,0000	0,7299	0,6999	1,0000	0,9018	0,5949
<i>Calopteryx</i>	0,0769	0,1200	0,1364	0,6263	0,5824	0,5774	0,5211	0,2174	0,2195	0,1333	0,8873	1,0000	0,8098	0,7464	0,8986	0,9078	0,8732
<i>Centroptilum</i>	0,0577	0,1600	0,1364	0,5208	0,5983	0,5890	0,0972	0,5052	0,7964	0,7977	0,7049	0,8483	0,6206	0,6206	0,9241	0,8965	0,6681
<i>Ceraclea</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,5591	0,0000	0,0000	0,0139	0,0000	0,0000	0,0000	0,5346	0,8324	0,6160	0,0139	0,8883	0,6446	0,5637
Ceratopogonidae	0,7143	0,6831	0,7299	0,6873	0,2941	0,2708	0,9587	0,8708	0,7102	0,8019	0,5049	0,3000	0,7215	0,2917	0,3000	0,5274	0,3125
<i>Cheumatopsyche</i>	0,1154	0,0000	0,0000	0,5460	0,0000	0,0000	0,1389	0,5937	0,0488	0,0000	0,8802	1,0000	0,7754	0,0833	0,9281	0,5752	0,6855
<i>Chimarra</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,8213	0,0000	0,0000	0,0000	0,0435	0,0488	0,0000	0,0556	0,8868	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5226
<i>Chloroperla</i>	0,5261	0,0067	0,6453	0,0789	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,5792	0,0667	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Cloeon</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,5936	0,5782	0,6093	0,5710	0,5204	0,5023	0,0000	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000	0,6139	0,0455	0,5174
Cnidaria	0,0385	0,5077	0,0152	0,0526	0,5322	0,6449	0,0000	0,0217	0,0244	0,5834	0,6213	0,0000	0,0000	0,0278	0,6023	0,5868	0,8225
Coenagrionidae	0,0192	0,0000	0,0000	0,5061	0,0000	0,6320	0,0000	0,0000	0,0122	0,0000	0,6014	0,7240	0,0000	0,5554	0,8896	0,5735	0,0469
Colymbetinae	0,0577	0,1400	0,0606	0,0263	0,1471	0,1458	0,0417	0,0217	0,5794	0,6647	0,1389	0,1000	0,0625	0,5011	0,0500	0,1364	0,5734

Annexe D2 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 12 à 30

Taxon	12	13	14	15	16	17	18	19	20-1	20-2	23	24	25	26	28	29	30
<i>Cordulegaster</i>	0,0769	0,0667	0,0606	0,1053	0,0882	0,5870	0,5129	0,1522	0,7211	0,7967	0,0000	0,0000	0,1563	0,0694	0,0000	0,0000	0,0156
Corixinae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0263	0,0294	0,5063	0,7457	0,5785	0,5271	0,0000	0,6409	0,0000	0,0312	0,0000	0,5153	0,0227	0,5119
<i>Cyrnus</i>	0,0192	0,0400	0,0303	0,5556	0,5695	0,5778	0,0000	0,0000	0,5057	0,0333	0,0000	0,0500	0,0312	0,0556	0,6060	0,5906	0,5954
Dendrocoelidae	0,5003	0,0467	0,0000	0,0000	0,5680	0,0000	0,0556	0,0000	0,0366	0,0333	0,0556	0,8870	0,5410	0,0417	0,0500	0,5122	0,6116
<i>Dinocras</i>	0,5986	0,0467	0,1061	0,0526	0,0000	0,1875	0,6432	0,1522	0,8434	0,7859	0,0000	0,0000	0,6488	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Dixidae	0,0962	0,0467	0,5348	0,0789	0,0882	0,5550	0,0972	0,0435	0,5605	0,5550	0,0833	0,0000	0,0312	0,5736	0,0500	0,0909	0,1250
Drusinae	0,1538	0,5709	0,7177	0,0526	0,0000	0,0208	0,0000	0,0000	0,8141	0,7742	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,1250
<i>Dryops</i>	0,0000	0,0067	0,0152	0,7519	0,6188	0,5827	0,5254	0,5645	0,5833	0,0667	0,0556	0,0000	0,0312	0,0139	0,5287	0,0227	0,0469
DugesIIDae	0,6366	0,5171	0,1061	0,7514	0,5832	0,5080	0,1389	0,5208	0,0610	0,0000	0,8688	1,0000	0,7540	0,1528	0,8425	0,9642	0,6310
<i>Dupophilus</i>	0,0000	0,0400	0,0000	0,1579	0,0000	0,0208	0,0000	0,0000	0,6196	0,8905	0,0556	0,0000	0,0312	0,0694	0,0000	0,0000	0,0938
Dystiscinae	0,0000	0,0067	0,0000	0,0000	0,5196	0,0208	0,5160	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5066
<i>Ecdyonurus</i>	0,9052	0,7042	1,0000	0,3947	0,3235	0,3333	0,8631	0,7857	1,0000	1,0000	0,3056	0,2000	0,1562	0,2222	0,0000	0,2273	0,2656
<i>Echinogammarus</i>	0,0000	0,0133	0,0000	0,5386	0,0000	0,1042	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,7003	1,0000	0,9157	0,8876	1,0000	0,0227	0,0781
<i>Electrogena</i>	0,0192	0,0533	0,0303	0,6428	0,5009	0,5993	0,0278	0,5327	0,8207	0,8492	0,0278	0,5475	0,0313	0,0556	0,0000	0,5886	0,0156
<i>Elmis</i>	1,0000	0,9581	0,9048	0,5037	0,2647	0,4167	0,4167	0,3696	1,0000	1,0000	1,0000	0,3500	1,0000	0,9127	0,6857	0,8571	1,0000
<i>Elodes</i>	0,0577	0,5799	0,5877	0,0000	0,1471	0,0417	0,0139	0,0217	0,0122	0,5226	0,0000	0,0000	0,0000	0,1111	0,0000	0,0000	0,0781
Empididae	0,8854	0,7019	0,7290	0,3158	0,7370	0,9379	0,9172	0,9352	0,8910	0,9006	0,6688	0,0500	0,9069	0,2639	1,0000	0,5935	0,5808
<i>Epeorus</i>	0,6057	0,6070	0,8058	0,5279	0,0000	0,1458	0,1667	0,2609	0,9687	1,0000	0,0556	0,0000	0,0000	0,0833	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Ephemera</i>	0,7802	0,2667	0,1818	0,0263	0,2353	0,6191	0,2500	0,5528	0,2561	0,2000	0,7460	0,5429	1,0000	0,8095	1,0000	0,9481	0,7500
<i>Ephemerella</i>	0,5948	0,3800	0,3182	0,2368	0,5042	0,2500	0,3472	0,3478	0,5888	0,3333	0,7659	1,0000	0,7366	0,6488	0,7893	0,8084	0,8683
Erpobdellidae	0,5533	0,1267	0,1364	0,0263	0,2059	0,2292	0,1944	0,0000	0,5751	0,2333	0,7849	0,7097	0,7581	0,5161	1,0000	0,9560	0,8790
<i>Esolus</i>	0,5858	0,3733	0,7389	0,5466	1,0000	0,7308	0,8803	0,9064	1,0000	1,0000	0,5214	1,0000	1,0000	0,5214	1,0000	1,0000	0,7308
<i>Gammarus</i>	0,3462	0,8028	0,9004	0,1579	0,5167	0,8631	0,9087	0,7857	0,2927	0,0667	0,6349	0,2500	1,0000	0,7718	1,0000	1,0000	1,0000
Gerridae	0,0385	0,0800	0,0303	0,0526	0,5199	0,5553	0,0972	0,6178	0,5253	0,1000	0,0278	0,5605	0,0625	0,0972	0,6233	0,5434	0,0938
Glossiphoniidae	0,6923	0,1467	0,0909	0,0526	0,5721	0,5454	0,0972	0,0000	0,1220	0,0000	0,9192	0,1000	0,8636	0,6363	1,0000	0,9339	0,9545
<i>Glossosoma</i>	0,7026	0,0733	0,5953	0,0000	0,0882	0,0000	0,0000	0,0000	0,1220	0,6719	0,0556	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,0000
<i>Goera</i>	0,0192	0,0333	0,0000	0,6370	0,0588	0,0625	0,0000	0,0000	0,7859	0,0000	0,6169	0,5611	0,0625	0,6169	0,9373	0,6295	0,5298
<i>Gomphus</i>	0,0192	0,0000	0,0000	0,5669	0,0000	0,0208	0,5809	0,5229	0,0244	0,0000	0,6190	0,8628	0,0313	0,1111	0,9314	0,5948	0,0937
Gordiidae	0,5866	0,5700	0,0152	0,5474	0,0000	0,0208	0,0000	0,0217	0,0000	0,0333	0,0278	0,0000	0,0000	0,0139	0,0000	0,0227	0,0000
<i>Habroleptoides</i>	0,6887	0,5803	0,7547	0,1316	0,0882	0,5128	0,1250	0,1087	0,8026	0,7602	0,0833	0,0500	0,0000	0,0833	0,0000	0,0682	0,0938
<i>Habrophlebia</i>	0,7915	0,5374	0,6057	0,1842	0,5536	0,7289	0,1528	0,2609	0,9736	0,7109	0,0833	0,0500	0,1875	0,2639	0,0500	0,0455	0,2031

Annexe D2 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 12 à 30

Taxon	12	13	14	15	16	17	18	19	20-1	20-2	23	24	25	26	28	29	30
<i>Haliplus</i>	0,0000	0,0267	0,0152	0,0526	0,5724	0,6738	0,0278	0,5137	0,0122	0,0000	0,5340	0,0000	0,0000	0,0417	0,7204	0,6441	0,5631
<i>Helichus</i>	0,0192	0,0800	0,5162	0,5799	0,5305	0,7186	0,8636	0,7330	0,0854	0,0000	0,5224	0,5702	0,0312	0,0694	0,0000	0,0227	0,0469
<i>Helophorus</i>	0,0000	0,5160	0,0303	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5143	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5113	0,5346	0,0000	0,0000	0,5462
<i>Heptagenia</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0294	0,0000	0,0694	0,0435	0,0000	0,0000	0,5640	1,0000	0,8868	0,5137	0,5774	0,5061	0,0313
<i>Holocentropus</i>	0,0000	0,0067	0,0000	0,0000	0,0294	0,0000	0,0139	0,0217	0,0122	0,0000	0,5283	0,6361	0,5451	0,0694	0,0000	0,0455	0,5451
Hydracarina	1,0000	0,9549	1,0000	1,0000	1,0000	0,8589	0,9060	0,7056	1,0000	0,7743	0,3611	0,2000	0,5768	0,3472	0,6614	0,8461	0,7884
<i>Hydraena</i>	0,8119	0,7826	1,0000	0,3421	0,2647	0,1458	0,3194	0,0870	0,9602	0,8913	0,2500	0,1500	0,3437	0,2917	0,2500	0,2955	0,3437
<i>Hydrocyphon</i>	0,1154	0,5190	0,0455	0,5078	0,5677	0,6103	0,6103	0,6805	0,7556	0,7773	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0909	0,0781
Hydrometridae	0,0000	0,0267	0,0000	0,5161	0,5228	0,5493	0,0000	0,5532	0,5515	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0139	0,6214	0,5083	0,0312
Hydrophilinae	0,0000	0,5054	0,0152	0,0263	0,5041	0,5082	0,0417	0,5113	0,5614	0,5129	0,0278	0,5504	0,0000	0,0278	0,7190	0,0227	0,5258
Hydroporinae	0,8192	0,5487	0,2121	0,1053	0,1471	0,5691	0,7911	0,1522	0,7248	0,8120	0,1389	0,0000	0,0313	0,0000	0,0000	0,1136	0,1875
<i>Hydropsyche</i>	1,0000	0,4000	0,6103	1,0000	0,2647	0,3958	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,8214	1,0000	0,8539	0,8995
<i>Hydroptila</i>	0,5659	0,5084	0,0606	0,8812	0,7787	0,7805	0,7283	0,7383	0,5779	0,1667	0,9164	0,7742	0,6708	0,1667	1,0000	0,7606	0,7648
<i>Isoperla</i>	0,2500	0,5108	0,7316	0,1316	0,1471	0,1458	0,5431	0,1087	0,6297	1,0000	0,0000	0,0000	0,7628	0,1667	0,0000	0,0227	0,0937
<i>Ithytrichia</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,5265	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000	0,7693	0,0500	0,7405	0,5194	0,7924	0,6854	0,5674
Laccophilinae	0,0385	0,0133	0,0152	0,5090	0,0294	0,0000	0,0000	0,0435	0,0244	0,0333	0,0278	0,5061	0,0000	0,0417	0,0000	0,5260	0,0156
<i>Lasiocephala</i>	0,0192	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,8171	0,5285	0,0000	0,5477	0,6342
<i>Lepidostoma</i>	0,1346	0,0067	0,0000	0,0526	0,5050	0,1042	0,0417	0,0217	0,0610	0,0000	0,7875	0,9235	1,0000	0,1667	0,0000	0,7914	0,8566
Leuctridae	1,0000	0,6933	0,8838	0,4211	0,4118	0,3750	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,2500	0,4000	1,0000	0,2639	0,2000	0,8257	0,3438
Limnephilini	0,0192	0,5177	0,0303	0,0000	0,0294	0,6294	0,0000	0,0000	0,0488	0,0333	0,5059	0,0000	0,5553	0,6047	0,0500	0,0455	0,0781
<i>Limnius</i>	0,6907	0,6248	0,6345	1,0000	0,3824	0,2708	0,3472	1,0000	0,6078	0,7320	1,0000	1,0000	1,0000	0,3333	0,3500	0,6345	1,0000
Limoniidae	0,8629	0,7147	1,0000	0,4211	0,4118	0,3750	0,9010	0,4130	0,8261	0,7623	0,4167	0,3000	0,5543	0,3750	0,2000	0,3636	0,7771
<i>Lype</i>	0,0577	0,0733	0,5463	0,0526	0,5068	0,5010	0,0139	0,5834	0,0488	0,0000	0,0556	0,0000	0,5509	0,5841	0,0500	0,0227	0,0781
Mermithidae	0,6892	0,8204	0,7823	0,5274	0,6303	0,1875	0,1528	0,6877	0,6277	0,7606	0,5012	0,2000	0,2187	0,0278	0,6409	0,5511	0,6633
<i>Micrasema</i>	0,0000	0,0000	0,0758	0,2632	0,1765	0,1667	0,0000	0,0000	0,7908	0,9285	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,0781
Micronectiinae	0,0577	0,1267	0,0303	0,8529	0,5890	0,0625	0,0417	0,7266	0,8637	0,9068	0,5731	0,0000	0,6507	0,5148	0,7205	0,7777	0,6507
<i>Mystacides</i>	0,0577	0,0267	0,0152	0,9581	0,1471	0,5024	0,1250	0,5153	0,5728	0,5753	0,6461	0,6815	0,1563	0,5577	1,0000	0,8190	0,6268
<i>Nemoura</i>	0,1731	0,5661	0,6713	0,1316	0,5215	0,1875	0,1528	0,1957	0,5811	0,6384	0,0556	0,0000	0,1562	0,2222	0,0000	0,0909	0,1250
<i>Normandia</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,5297	0,0000	0,0000	0,6122	0,5144	0,0000	0,0000	0,7208	0,9442	0,0000	0,0417	0,0000	0,0455	0,5114
<i>Odontocerum</i>	0,8585	0,8528	0,8606	0,0526	0,1765	0,0833	0,1389	0,1739	0,6186	0,9387	0,0000	0,0000	0,0625	0,0556	0,0000	0,0682	0,2031
<i>Oecetis</i>	0,0000	0,0267	0,0000	0,7531	0,5664	0,0625	0,0417	0,0217	0,5097	0,0333	0,0833	0,7320	0,0938	0,0556	0,6650	0,6345	0,6022

Annexe D2 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 12 à 30

Taxon	12	13	14	15	16	17	18	19	20-1	20-2	23	24	25	26	28	29	30
<i>Oligoplectrum</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0122	0,0000	0,0000	0,0500	0,7565	0,0278	0,0000	0,0000	0,0469
<i>Onychogomphus</i>	0,0385	0,0267	0,0000	0,7681	0,6113	0,6941	0,7960	0,8723	0,6418	0,1333	0,6329	1,0000	0,0938	0,1389	0,6329	0,1591	0,1250
<i>Orectochilus</i>	0,0000	0,0533	0,0455	0,5042	0,1765	0,0833	0,7601	0,5904	0,5979	0,0333	0,6511	0,5290	0,7056	0,1111	0,8430	0,6075	0,6075
<i>Oulimnius</i>	0,2692	0,1467	0,1515	0,6955	0,7958	0,6625	0,1250	0,1739	0,9436	0,9229	0,9357	1,0000	0,9277	0,7107	1,0000	0,8948	0,8554
<i>Paraleptophlebia</i>	0,0000	0,1267	0,0303	0,0000	0,0882	0,1042	0,0972	0,1304	0,0244	0,0000	0,0833	0,1000	0,5904	0,7168	0,0000	0,0682	0,1563
<i>Perla</i>	0,5951	0,1667	0,6172	0,1316	0,0882	0,1250	0,7368	0,7712	1,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Perlodes</i>	0,1154	0,1400	0,6321	0,0526	0,0000	0,0000	0,0694	0,0435	0,5123	0,6667	0,0000	0,0000	0,0625	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Philopotamus</i>	0,1346	0,5121	0,5121	0,0789	0,1176	0,0000	0,0556	0,0217	0,7144	0,9512	0,0278	0,0000	0,0000	0,0694	0,0000	0,0000	0,0156
<i>Physa</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,7384	0,0000	0,0000	0,0278	0,0435	0,0000	0,0000	0,6011	0,5029	0,0000	0,5090	0,8343	0,5732	0,5685
Piscicolidae	0,5040	0,0400	0,0000	0,0000	0,6042	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,7196	0,5514	0,6145	0,5172	0,9439	0,6177	0,5970
<i>Pisidium</i>	0,0962	0,6393	0,2424	0,1842	0,2353	0,1875	0,0139	0,0652	0,1585	0,2000	0,8266	0,6878	1,0000	0,7688	1,0000	0,9054	0,8374
Planariidae	0,9156	0,7220	0,2576	0,1579	0,5482	0,2083	0,0972	0,0652	0,2683	0,9268	0,5123	0,0000	0,2187	0,1944	0,0500	0,0227	0,7257
Planorbidae	0,0000	0,0200	0,0152	0,5254	0,5832	0,0625	0,0417	0,0000	0,0000	0,0000	0,8569	0,7423	0,5974	0,6064	1,0000	0,8829	0,7182
<i>Platycnemis</i>	0,0000	0,0200	0,0000	0,5145	0,0588	0,0833	0,5388	0,0652	0,0488	0,0000	0,6925	0,8155	0,0312	0,6242	1,0000	0,8043	0,5772
<i>Plectrocnemia</i>	0,0192	0,5561	0,5044	0,0263	0,0588	0,0208	0,0000	0,0217	0,5156	0,5327	0,0556	0,0000	0,0000	0,0139	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Polycentropus</i>	0,1154	0,1000	0,0000	0,8134	0,5829	0,5076	0,2639	0,6917	0,8847	0,2667	0,6718	0,5273	0,2813	0,5405	0,1000	0,6240	0,2656
<i>Potamopyrgus</i>	0,0000	0,0333	0,0000	0,5325	1,0000	0,1042	0,1250	0,1522	0,0732	0,0000	0,6299	0,1000	0,8149	0,8149	1,0000	0,5289	0,1563
<i>Proclleon</i>	0,0000	0,0200	0,0000	0,6279	0,5085	0,1042	0,5358	0,5529	0,5611	0,0000	0,7143	1,0000	0,5983	0,5001	0,7429	0,5910	0,6385
<i>Protonemura</i>	0,5849	0,7842	0,8365	0,2895	0,2059	0,1875	0,6253	0,2391	0,8684	1,0000	0,0000	0,0000	0,0937	0,0833	0,0500	0,0227	0,2188
<i>Pseudocentroptilum</i>	0,0000	0,5381	0,0303	0,5883	0,0000	0,0208	0,0417	0,5385	0,6593	0,5903	0,0000	0,0500	0,0000	0,0139	0,0000	0,0000	0,0312
Psychodidae	0,5039	0,6929	0,8325	0,1316	0,6206	0,5777	0,1944	0,5994	0,1463	0,5700	0,1111	0,0500	0,1250	0,0833	0,1000	0,1364	0,5393
<i>Psychomyia</i>	0,5278	0,0533	0,0000	0,6051	0,0882	0,0208	0,0000	0,0217	0,6340	0,0333	0,6969	0,9318	0,0938	0,0417	0,7954	0,8140	0,5524
Ptychopteridae	0,5003	0,5309	0,5243	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0217	0,0000	0,0333	0,0278	0,0000	0,5264	0,5038	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Radix</i>	0,8602	0,5154	0,0606	0,1316	0,8717	0,6366	0,6164	0,5576	0,0244	0,0000	0,8385	0,1500	0,8183	0,5154	0,8546	0,7687	0,8864
<i>Rhabdiopteryx</i>	0,5698	0,0000	0,6127	0,0000	0,0000	0,0000	0,0139	0,0000	0,0000	0,0000	0,0278	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Rhagionidae	0,0192	0,0333	0,0152	0,5040	0,5495	0,5582	0,0417	0,0000	0,6552	0,6466	0,0000	0,0000	0,0625	0,0278	0,0500	0,0000	0,0000
<i>Rhithrogena</i>	0,6825	0,7798	0,9062	0,0789	0,2353	0,0833	0,2500	0,2391	0,7735	0,7936	0,0000	0,0000	0,5485	0,0833	0,0000	0,0455	0,0781
Rhyacophilidae	0,8657	0,8603	1,0000	0,3421	0,3824	0,3958	0,8060	1,0000	0,8297	1,0000	0,6120	0,3500	0,3438	0,2778	0,1000	0,3864	0,7817
<i>Riolus</i>	0,8189	0,8012	0,9524	0,0263	0,8153	0,7711	0,7384	0,9659	0,0244	0,0333	0,8692	0,0000	0,7057	0,5203	0,0500	0,7859	0,6811
<i>Sericostoma</i>	1,0000	0,5139	0,6101	0,1579	0,3824	0,3542	0,5234	0,2174	0,8431	1,0000	0,2222	0,0000	0,8660	0,2500	0,0000	0,3636	0,3750
<i>Setodes</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,7646	0,6711	0,0000	0,0000	0,5867	0,5636	0,5900	0,5962	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,0227	0,0156

Annexe D2 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 12 à 30

Taxon	12	13	14	15	16	17	18	19	20-1	20-2	23	24	25	26	28	29	30
<i>Sialis</i>	0,0962	0,1667	0,1212	0,0000	0,1176	0,5027	0,0417	0,0652	0,1463	0,6287	0,5580	0,0000	0,6519	0,8232	0,0500	0,5660	0,6519
<i>Silo-Lithax</i>	0,0769	0,1200	0,0455	0,1579	0,7304	0,2083	0,0694	0,1304	0,5250	0,2667	0,1944	0,0000	0,8568	0,6181	0,0000	0,2273	0,5704
Simuliidae	1,0000	0,4667	1,0000	1,0000	0,5303	0,4375	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,5010	0,4028	1,0000	0,6371	1,0000
<i>Siphonoperla</i>	0,1538	0,0600	0,0909	0,1579	0,1471	0,0417	0,0139	0,0000	0,8004	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,0455	0,0000
<i>Sphaerium</i>	0,0192	0,0933	0,0606	0,0263	0,0882	0,0833	0,5672	0,0000	0,0244	0,5014	0,7230	0,8754	0,9221	0,7230	1,0000	0,5751	0,6494
<i>Stenelmis</i>	0,0192	0,0133	0,0152	0,9663	0,5110	0,0000	0,0139	0,0000	0,5477	0,1000	0,6803	1,0000	0,0937	0,0139	1,0000	0,6222	0,0938
Stenophylacini-Chaetopterygini	1,0000	0,7417	0,8194	0,1579	0,3235	0,2917	0,2361	0,1522	0,7092	0,9007	0,1389	0,2500	0,6275	0,5861	0,0500	0,2500	0,3281
Stratiomyidae	0,1154	0,5572	0,7040	0,0000	0,6552	0,8372	0,6382	0,7452	0,0366	0,0000	0,0278	0,0000	0,0312	0,1111	0,5441	0,0455	0,0937
Tabanidae	0,5469	0,2000	0,1061	0,5350	0,1471	0,5910	0,8909	0,6586	0,5211	0,1667	0,5092	0,0000	0,7546	0,6182	0,5092	0,7323	0,6932
<i>Taeniopteryx</i>	0,5342	0,0667	0,5229	0,0789	0,0588	0,0000	0,0278	0,0000	0,0488	0,5560	0,0278	0,0000	0,6594	0,0278	0,0000	0,0000	0,0156
<i>Theodoxus</i>	0,0000	0,0067	0,0000	0,0000	0,7346	0,5770	0,0556	0,0000	0,0244	0,0000	0,7180	1,0000	0,5418	0,0556	0,5488	0,5642	0,0313
<i>Tinodes</i>	0,0385	0,5586	0,5672	0,6242	0,6563	0,6484	0,0139	0,6049	0,0610	0,0333	0,0278	0,0000	0,0625	0,5312	0,0000	0,0682	0,0938
Tipulidae	0,6030	0,6188	0,6150	0,5403	0,1765	0,5037	0,6250	0,7929	0,6514	0,1667	0,5147	0,1500	0,5037	0,0833	0,1000	0,1591	0,1406
<i>Torleya</i>	0,5947	0,0467	0,0758	0,0263	0,0588	0,0000	0,0556	0,1087	0,0488	0,0000	0,0833	0,0000	0,7119	0,0833	0,0000	0,5510	0,6913
<i>Valvata</i>	0,0000	0,0000	0,0152	0,5054	0,6423	0,0000	0,0139	0,0000	0,0244	0,0333	0,6008	0,5025	0,0312	0,5087	0,8342	0,7739	0,6027
Veliidae	0,0192	0,5020	0,0303	0,0263	0,5340	0,5284	0,0278	0,0435	0,5445	0,5473	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,0000	0,0227	0,0312
<i>Wormaldia</i>	0,0000	0,5332	0,0000	0,0000	0,5350	0,5765	0,5922	0,5336	0,6006	0,6236	0,0000	0,0000	0,0000	0,5608	0,0000	0,0000	0,0000

Annexe D3 : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 31 à 52

Taxon	31	32	34	35	36	37	38	39	41	42	44	45	46	48	49	50	52
<i>Acentrella</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5243	0,5005	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5795	0,0000
<i>Adicella</i>	0,0000	0,0000	0,5811	0,5811	1,0000	0,6073	0,5288	0,0000	0,0556	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0833	0,0455	0,0714	0,5811
<i>Agapetus</i>	0,0682	0,0556	0,0000	0,5803	0,7535	0,0000	0,0000	0,0000	0,5549	0,1333	0,0000	0,8999	0,8179	0,0000	0,0455	0,5994	0,0000
<i>Agriotypus</i>	0,5706	0,5678	0,5369	0,0476	0,6153	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0333	0,6295	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5634	0,0000
<i>Amphinemura</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0238	0,1154	0,0625	0,0000	0,0000	0,0556	0,0667	0,0000	0,1250	0,0000	0,0833	0,0455	0,1071	0,0000
<i>Ancylus</i>	0,2727	0,2778	0,6728	1,0000	0,3462	0,1250	0,1250	1,0000	0,5638	0,7383	0,2083	1,0000	0,6431	0,2500	0,3636	0,2500	1,0000
Anthomyidae	0,0455	0,0556	0,0000	0,5030	0,0385	0,0000	0,0000	0,6134	0,6134	0,5361	0,6134	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,5858	0,0000
Aphelocheiridae	0,0000	0,0000	1,0000	0,5466	0,0385	0,0000	0,1250	0,7733	0,0000	0,0000	0,5466	0,0000	0,6599	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000
Asellidae	0,5351	0,6212	0,9053	0,5941	0,0385	0,7869	0,5738	0,8106	0,6212	0,6212	0,0000	0,7159	0,0000	1,0000	1,0000	0,0357	0,8106
Athericidae	0,1136	0,1667	1,0000	0,3571	0,1923	1,0000	1,0000	0,0000	0,2222	0,2333	0,2500	0,0000	0,3636	0,3333	0,3182	0,2143	1,0000
<i>Athripsodes</i>	0,1364	0,0000	0,7696	0,7696	0,7874	0,0625	0,0000	0,7696	0,7696	0,5853	0,0833	0,5681	0,5602	1,0000	0,6859	0,0000	0,8848
<i>Bithynia</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0476	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5552	0,6187	0,5710	0,7140	0,0227	0,0000	0,6360	0,0000	0,5234
Blephariceridae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0714	0,5081	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0667	0,0000	0,0000	0,7675	0,0000	0,0000	0,1071	0,0000
<i>Boyeria</i>	0,0227	0,0556	0,8837	0,0714	0,0385	0,5638	0,6511	0,0000	0,6123	0,5348	0,0000	0,0000	0,1364	0,0833	0,0455	0,1071	0,5348
<i>Brachycentrus</i>	0,0227	0,0000	1,0000	0,6151	0,5478	0,5407	0,6326	0,5101	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0227	0,5101	0,0000	0,0000	0,7550
<i>Brachyptera</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0476	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,5079	0,0417	0,5741	0,0000	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000
<i>Brychius</i>	0,0227	0,0000	0,7215	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5049	0,0000	0,5359	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0357	0,0000
Bryozoa	0,5293	0,0000	0,6366	0,5328	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0333	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6366
<i>Bythinella</i>	0,0227	0,6609	0,0833	0,0000	0,0000	0,0625	0,0000	0,0000	0,5253	0,0667	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5640	0,0000
<i>Caenis</i>	0,2045	0,0556	0,6399	0,5884	0,2308	0,1250	0,1250	1,0000	0,8800	0,7119	0,1667	0,1250	0,2273	0,6399	0,5089	0,0714	0,8199
<i>Calopteryx</i>	0,8156	0,1111	1,0000	0,5653	0,7660	0,6197	0,1250	0,6619	0,6619	0,5943	0,1667	0,0000	0,7234	0,6619	0,5390	0,1786	1,0000
<i>Centroptilum</i>	0,7241	0,1667	0,7471	0,6026	0,1538	0,1250	0,0000	0,0000	0,7471	0,6965	0,6839	0,7155	0,1591	0,0833	0,5172	0,5664	1,0000
<i>Ceraclea</i>	0,0000	0,0000	0,7207	0,0476	0,0385	0,0000	0,0000	0,6277	0,5035	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6277
Ceratopogonidae	0,7974	0,1667	0,7524	0,7171	0,8857	0,1875	0,2500	0,5049	0,2778	0,5049	0,6286	1,0000	0,1591	0,7524	0,2273	0,2500	0,1667
<i>Cheumatopsyche</i>	0,0682	0,0000	0,6406	0,6919	0,5024	0,0000	0,0000	0,5208	0,0000	0,0333	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,7604
<i>Chimarra</i>	0,0227	0,0556	0,5285	0,5419	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Chloroperla</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,5306	0,0769	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,5071	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0357	0,0000
<i>Cloeon</i>	0,0000	0,5097	0,0000	0,5010	0,0000	0,0000	0,0000	0,6323	0,0000	0,5220	0,0000	0,5863	0,0227	0,5404	0,5487	0,0357	0,5404
Cnidaria	0,5868	0,0000	0,8106	0,5131	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,5581	0,5455	0,0417	0,5739	0,0000	0,0000	0,7418	0,6348	0,0000
Coenagrionidae	0,0227	0,6933	0,5400	0,5532	0,0000	0,0000	0,0000	0,8160	0,0000	0,5216	0,5400	0,5170	0,0227	0,0000	0,5484	0,0000	0,0000
Colymbetinae	0,6081	0,6807	0,0000	0,5552	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,6009	0,6168	0,0833	0,5510	0,0909	0,7605	0,5428	0,6921	0,5210

Annexe D3 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 31 à 52

Taxon	31	32	34	35	36	37	38	39	41	42	44	45	46	48	49	50	52
<i>Cordulegaster</i>	0,0227	0,6612	0,6188	0,1429	0,7654	0,8094	0,8094	0,0000	0,1667	0,5934	0,0000	0,1250	0,0000	0,0000	0,0909	0,6188	0,0000
Corixinae	0,0000	0,0000	0,5512	0,0238	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0333	0,0000	0,5960	0,0000	0,5512	0,7062	0,0000	0,8205
<i>Cyrnus</i>	0,0227	0,0000	0,6247	0,5443	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5622	0,0000	0,5778	0,0000	0,0000	0,6247	0,5906	0,0000	0,8124
Dendrocoelidae	0,6405	0,0000	0,0000	0,0238	0,5220	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0333	0,0417	0,7176	0,0000	0,0000	0,6919	0,0000	0,6234
<i>Dinocras</i>	0,0227	0,0000	0,5986	0,6559	0,1538	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,7133	0,0000
Dixidae	0,0909	0,5550	0,0833	0,0714	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,5550	0,6885	0,0000	0,1250	0,0227	0,0833	0,0455	0,6663	0,5550
Drusinae	0,0227	0,1111	0,0000	0,0000	0,1154	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,0333	0,5766	0,5766	0,0000	0,0000	0,0000	0,8790	0,0000
<i>Dryops</i>	0,0455	0,5418	0,7054	0,0476	0,0385	0,0000	0,0000	0,8036	0,0000	0,5287	0,0000	0,0000	0,8661	0,5090	0,5180	0,6213	0,7054
DugesIIDae	0,6421	0,0000	0,7376	0,1667	0,6366	0,0625	0,0000	1,0000	0,0000	0,0667	0,1250	0,7048	0,6064	0,0000	0,1818	0,0000	0,7376
<i>Dupophilus</i>	0,0000	0,0000	1,0000	0,7654	0,8105	0,0625	0,0000	0,7263	0,0000	0,0333	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6268	0,0000	0,0000
Dystiscinae	0,0227	0,6370	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6007	0,5463	0,5916	0,0227	0,0000	0,0000	0,5333	0,0000
<i>Ecdyonurus</i>	0,5519	0,0556	0,2500	0,3571	0,3462	0,0000	0,0000	0,3333	0,2778	0,5070	0,1250	0,3750	0,3182	0,2500	0,2727	0,3929	0,0833
<i>Echinogammarus</i>	0,5096	0,8502	0,0000	0,5505	0,6369	0,5785	0,1250	1,0000	0,6254	0,7752	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6322	0,0714	0,5505
<i>Electrogena</i>	0,0000	0,0000	0,5286	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5475	0,0000	0,0000	0,8200	0,0000	0,0455	0,5152	0,0000
<i>Elmis</i>	1,0000	0,2778	1,0000	1,0000	0,5164	0,2500	0,1250	0,0000	0,3889	1,0000	1,0000	1,0000	0,2273	0,2500	1,0000	0,7755	0,4167
<i>Elodes</i>	0,0682	0,6022	0,0000	0,0476	0,5593	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6181	0,5226	0,7315	0,0000	0,6420	0,0455	0,6420	0,0000
Empididae	0,7968	0,2778	0,2500	0,6452	1,0000	0,3125	0,1250	0,1667	0,1111	0,2333	0,2917	0,1250	0,0455	0,0000	0,3182	1,0000	0,1667
<i>Epeorus</i>	0,0000	0,0000	0,1667	0,2857	0,6057	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0909	0,1786	0,0000
<i>Ephemera</i>	1,0000	0,2778	0,8095	0,6191	0,1923	0,1875	0,0000	0,1667	0,7460	1,0000	0,5238	1,0000	0,0000	0,8095	0,8961	0,9184	0,8095
<i>Ephemerella</i>	0,6169	0,1667	1,0000	0,3810	1,0000	0,2500	0,1250	1,0000	0,5317	0,7190	0,8244	0,7366	0,2727	0,2500	0,2273	0,6990	1,0000
Erpobdellidae	0,6481	1,0000	0,8387	0,1905	0,2308	0,0000	0,0000	0,6774	0,2222	0,2333	0,5968	0,8790	0,0227	0,1667	1,0000	0,1786	0,0833
<i>Esolus</i>	0,9021	0,2778	0,0833	0,3810	0,2308	0,0000	0,0000	1,0000	0,7607	1,0000	0,3750	0,2500	0,0909	0,2500	0,2727	0,6923	0,3333
<i>Gammarus</i>	1,0000	0,8174	0,0833	0,3333	0,3462	0,1875	0,0000	0,0000	0,3333	0,7809	1,0000	1,0000	0,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
Gerridae	0,0000	0,8605	0,7907	0,5216	0,0000	0,5291	0,5291	0,0000	0,7209	0,7070	0,0833	0,0625	0,5434	0,0000	0,5434	0,8206	0,5814
Glossiphoniidae	0,6363	0,7575	0,8788	0,5151	0,7202	0,1250	0,1250	0,0000	0,6767	0,5151	0,8788	1,0000	0,5040	0,5151	0,9339	0,0714	0,6363
<i>Glossosoma</i>	0,0909	0,0000	0,0000	0,6653	0,5674	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,0667	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,1429	0,0000
<i>Goera</i>	0,0682	0,0556	0,6865	0,5223	0,0000	0,0000	0,0000	0,5820	0,7213	0,0333	0,5298	0,0625	0,0000	0,0000	0,6010	0,0000	0,6865
<i>Gomphus</i>	0,0000	0,0000	0,0833	0,1190	0,0000	0,7428	0,0000	0,0000	0,5428	0,0667	0,5428	0,0000	0,0227	0,6571	0,6883	0,0000	1,0000
Gordiidae	0,5114	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5073	0,0000	0,0227	0,0000	0,0000	0,5009	0,0000
<i>Habroleptoides</i>	0,6321	0,1111	0,1667	0,0952	0,5849	0,0000	0,0000	0,0000	0,0556	0,1333	0,1250	1,0000	0,1364	0,0000	0,0909	0,1786	0,0000
<i>Habrophlebia</i>	0,7536	0,6386	0,6386	0,2619	0,2308	0,0000	0,0000	0,0000	0,5181	0,5663	0,1667	1,0000	0,5072	0,0833	0,2273	0,6902	0,0000

Annexe D3 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 31 à 52

Taxon	31	32	34	35	36	37	38	39	41	42	44	45	46	48	49	50	52
<i>Haliplus</i>	0,5170	0,5651	0,5340	0,6006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5651	0,6272	0,5340	0,5806	0,5679	0,5340	0,0000	0,0357	0,0000
<i>Helichus</i>	0,0000	0,0556	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5907	0,5907	0,0417	0,0000	0,6372	0,6930	0,5534	0,6930	0,0000
<i>Helophorus</i>	0,0000	0,5035	0,0000	0,0476	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,5035	0,0000	0,5811	0,0000	0,0000	0,5346	0,5430	0,6410	0,5346
<i>Heptagenia</i>	0,0227	0,0556	0,0833	0,6263	0,6285	0,0000	0,0000	0,7988	0,0000	0,0333	0,0000	0,0000	0,0000	0,7988	0,0455	0,0000	1,0000
<i>Holocentropus</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5283	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0833	0,6140	0,0000	0,5957
<i>Hydracarina</i>	0,5383	0,2222	0,4167	0,5163	1,0000	0,3125	0,1250	1,0000	0,2222	0,2667	1,0000	0,3750	0,4091	1,0000	1,0000	0,5163	0,3333
<i>Hydraena</i>	0,7036	0,2778	1,0000	0,8447	0,8746	0,0000	0,0000	0,3333	0,3333	0,5653	0,2500	0,3125	0,0682	0,7283	0,3182	0,8836	1,0000
<i>Hydrocyphon</i>	0,0909	0,0556	0,0000	0,0238	0,0769	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1000	0,0833	0,0625	0,0000	0,0000	0,0000	0,0714	0,0000
Hydrometridae	0,0000	0,5192	0,5493	0,5107	0,0000	0,5268	0,5944	0,6394	0,0000	0,5673	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5083	0,0357	0,5493
Hydrophilinae	0,0000	0,5004	0,5317	0,5183	0,0000	0,0000	0,0000	0,8127	0,0000	0,0333	0,5317	0,0000	0,5146	0,5317	0,0455	0,0357	0,5317
Hydroporinae	0,1364	0,1111	1,0000	0,1429	0,1154	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0833	0,5299	0,8718	0,0833	0,0000	0,5971	0,0000
<i>Hydropsyche</i>	0,7077	0,0000	1,0000	0,8469	1,0000	0,3125	0,3750	0,3333	0,3889	0,3333	0,2500	0,2500	0,5616	1,0000	0,2727	0,3929	1,0000
<i>Hydroptila</i>	0,1591	0,0000	0,1667	0,0714	0,0769	0,0625	0,0000	0,1667	0,1111	0,6990	0,6237	0,0000	0,6237	0,0000	0,5895	0,5162	0,8746
<i>Isoperla</i>	0,1591	0,0000	0,1667	0,6987	0,7080	0,1875	0,0000	0,0000	0,2778	0,3000	0,0000	0,1250	0,0000	0,2500	0,2273	0,2857	0,0833
<i>Ithytrichia</i>	0,0227	0,0000	0,5386	0,6375	0,8403	0,5674	0,1250	0,0000	0,0556	0,0000	0,1250	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0357	0,6540
Laccophilinae	0,0000	0,0000	0,5427	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5011	0,0000	0,0000	0,0357	0,0000
<i>Lasiocephala</i>	0,5743	0,0000	0,8049	0,6655	0,6398	0,0625	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0714	0,0000
<i>Lepidostoma</i>	0,5480	0,0000	1,0000	0,7814	0,8235	0,6175	0,1250	0,7450	0,0556	0,0000	0,0000	0,0000	0,1591	0,0000	0,0000	0,0000	0,1667
Leuctridae	0,6515	0,0000	1,0000	0,6349	0,7051	0,3125	0,2500	0,3333	0,2778	0,3000	0,1667	0,0625	0,4318	0,1667	0,2727	1,0000	1,0000
Limnephilini	0,0455	0,6047	0,6047	0,6047	0,0385	0,0625	0,5553	0,6047	0,6047	0,6838	0,6541	0,6294	0,0000	0,0000	0,6227	0,0357	0,0000
<i>Limnius</i>	0,8173	0,2778	1,0000	0,4048	1,0000	0,4375	1,0000	0,3333	0,5533	0,3333	1,0000	1,0000	0,4318	0,2500	0,3182	0,3214	1,0000
Limoniidae	0,4091	0,2778	1,0000	0,3571	1,0000	0,3750	0,2500	0,1667	0,3333	0,3000	0,2500	0,5543	0,4091	1,0000	0,2727	0,3929	0,3333
<i>Lype</i>	0,8367	0,6008	1,0000	0,7148	0,6315	0,7006	0,7006	0,0000	0,0556	0,0667	0,6008	0,7006	0,0227	0,0000	0,7278	0,5295	0,7006
Mermithidae	0,1818	0,1111	0,5511	0,6152	0,5165	0,0625	0,0000	0,0000	0,0556	0,1000	0,1667	0,0625	0,0455	0,1667	0,9184	0,1071	0,5511
<i>Micrasema</i>	0,0000	0,0000	1,0000	0,5915	0,8350	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0667	0,0000	0,0000	0,8050	0,0000	0,0455	0,1429	0,0000
Micronectiinae	0,1136	0,0000	0,0000	0,7006	0,1154	0,0625	0,0000	0,0000	0,1111	0,0333	0,0417	0,0625	0,5554	1,0000	0,6189	0,0000	0,6507
<i>Mystacides</i>	0,1818	0,0000	0,8673	0,7346	0,1154	0,6019	0,1250	0,1667	0,6461	0,1667	0,1667	0,0625	0,8552	0,6019	0,7105	0,1071	0,8673
<i>Nemoura</i>	0,5070	0,0000	0,6987	0,7417	0,1923	0,0625	0,0000	0,0000	0,1111	0,2000	0,0417	0,5480	0,0000	0,6987	0,6713	0,2143	0,6987
<i>Normandia</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5532	0,0000	0,0000	0,7969	0,0000	0,0000	0,0357	0,0000
<i>Odontocerum</i>	0,7910	0,0556	0,0000	0,0238	0,5047	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1000	0,6934	0,5401	0,0000	0,0000	0,2273	0,7372	0,0000
<i>Oecetis</i>	0,5736	0,0000	0,8883	0,7447	0,7423	0,5812	0,6650	0,5533	0,1111	0,0333	0,5533	0,0000	0,0682	0,0000	0,6345	0,0000	0,6650

Annexe D3 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 31 à 52

Taxon	31	32	34	35	36	37	38	39	41	42	44	45	46	48	49	50	52
<i>Oligoplectrum</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,6289	0,6575	0,0000	0,0000	0,8145	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Onychogomphus</i>	0,0455	0,0000	1,0000	0,0238	0,0000	0,6329	0,1250	0,5105	0,7553	0,1000	0,5105	0,1250	0,0000	0,0000	0,0909	0,0000	1,0000
<i>Orectochilus</i>	0,6788	0,0000	0,7383	0,5888	0,5169	0,0625	0,1250	0,0000	0,0000	0,0667	0,0833	0,0000	0,1591	0,6075	0,0909	0,1071	0,8692
<i>Oulimnius</i>	0,6318	0,2222	1,0000	1,0000	0,5550	0,5661	0,0000	1,0000	1,0000	0,7686	0,5179	0,2500	0,0227	0,8072	0,2727	0,5041	1,0000
<i>Paraleptophlebia</i>	0,6028	0,1111	0,6359	0,5145	0,1154	0,5449	0,0000	0,0000	0,5954	0,1333	0,1250	0,0625	0,0000	0,8786	0,6028	0,1429	1,0000
<i>Perla</i>	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1429	0,0000
<i>Perlodes</i>	0,0000	0,0000	0,7619	0,5579	0,5056	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000
<i>Philopotamus</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,1538	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6097	0,0000	0,0000	0,0227	0,0000	0,0000	0,5818	0,0000
<i>Physa</i>	0,0000	0,0000	0,7238	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,8159	0,8773	0,5950	0,0417	0,0000	0,5481	0,0000	0,7992	0,0000	0,5397
Piscicolidae	0,0227	0,0000	0,0000	0,5461	0,0000	0,0000	0,5795	0,6262	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6942	0,0000	0,0000
<i>Pisidium</i>	0,7162	0,1667	0,2500	0,8513	0,7599	0,6098	1,0000	0,0000	0,7688	0,6531	0,2083	1,0000	0,1591	0,1667	1,0000	0,1429	0,8266
Planariidae	0,5012	0,0000	0,1667	0,0952	0,2308	0,1875	0,0000	0,6342	0,0000	0,1000	0,7257	0,7257	0,0000	0,0000	0,5012	0,9216	0,0000
Planorbidae	0,7365	0,1111	0,8926	0,0952	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,1111	0,6135	0,5706	0,7585	0,8243	0,5706	0,7658	0,0357	0,5706
<i>Platycnemis</i>	0,0909	0,0000	0,0833	0,5022	0,0000	0,0625	0,0000	0,0000	0,7267	0,5490	0,5900	0,5388	0,0227	0,8975	0,0455	0,0357	0,5900
<i>Plectrocnemia</i>	0,0000	0,6106	0,5132	0,0000	0,5507	0,0625	0,0000	0,0000	0,5457	0,6885	0,5132	0,5619	0,0000	0,0000	0,5221	0,7079	0,6106
<i>Polycentropus</i>	0,1136	0,1111	1,0000	0,7749	0,5455	0,5569	0,0000	0,1667	0,2222	0,6849	0,0000	0,0000	0,1818	0,1667	0,1364	0,6624	0,6061
<i>Potamopyrgus</i>	0,5962	0,5065	0,8766	0,5417	0,7722	0,5373	0,1250	0,0000	0,8355	0,7532	0,1250	0,0000	0,8654	0,0000	0,7981	0,1071	0,7532
<i>Proclleon</i>	0,0227	0,5001	0,5715	0,0952	0,0000	0,0625	0,5179	0,7858	0,5715	0,0000	0,0417	0,0625	0,0682	0,7858	0,5910	0,0000	0,8929
<i>Protonemura</i>	0,1364	0,0000	1,0000	0,6146	0,8962	0,1250	0,1250	0,0000	0,0000	0,1000	0,0833	0,0625	0,0682	0,0000	0,0000	0,8073	0,0000
<i>Pseudocentroptilum</i>	0,0000	0,5034	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5810	0,0000	0,0000	0,5937	0,0000	0,0000
Psychodidae	0,2273	0,2222	0,0000	0,0952	0,5039	0,0625	0,0000	0,1667	0,1111	0,6929	0,7696	0,0625	0,0227	0,0000	0,2273	0,8026	0,1667
<i>Psychomyia</i>	0,0455	0,0556	0,7726	0,7402	0,0769	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0357	0,5453
Ptychopteridae	0,5571	0,0000	0,0000	0,0238	0,5003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5309	0,0000	0,5940	0,0000	0,0000	0,0000	0,5360	0,0000
<i>Radix</i>	0,6696	0,1111	0,8789	0,5500	0,1154	0,0000	0,0000	0,7577	0,5962	0,6608	0,7577	0,0625	0,0000	0,0833	0,1364	0,5846	0,0000
<i>Rhabdiopteryx</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5084	0,0000	0,0000	0,0000	0,5266	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Rhagionidae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5680	0,0417	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Rhithrogena</i>	0,5309	0,1111	0,1667	0,5086	0,7618	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1667	0,0417	0,2500	0,1364	0,0000	0,0455	0,1786	0,0000
Rhyacophilidae	0,5238	0,3333	0,3333	0,3810	1,0000	0,0625	0,0000	0,3333	0,3333	0,5344	0,4167	0,2500	0,1591	0,0000	0,1818	1,0000	0,3333
<i>Riolus</i>	0,7859	0,1667	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1667	0,5814	0,6730	0,1250	0,0227	0,0833	0,0000	0,9439	0,0000
<i>Sericostoma</i>	0,6101	0,2778	1,0000	0,3810	0,6701	0,3125	0,3750	0,0000	0,3333	0,3667	0,3750	1,0000	0,2273	0,1667	0,6101	1,0000	0,0833
<i>Setodes</i>	0,0000	0,0000	0,7204	0,5208	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5934	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Annexe D3 (suite) : Listes de référence pour les types « I₂M₂ » de cours d'eau 31 à 52

Taxon	31	32	34	35	36	37	38	39	41	42	44	45	46	48	49	50	52
<i>Sialis</i>	0,7107	0,7348	0,6022	0,8106	0,5716	0,5027	0,0000	0,0000	0,1667	0,0667	0,0833	1,0000	0,0000	0,8674	0,9277	0,6022	0,7348
<i>Silo-Lithax</i>	0,6355	0,1111	1,0000	0,2619	0,8238	0,0000	0,0000	0,0000	0,2778	0,2000	0,6181	1,0000	0,1364	0,0000	0,7917	0,8363	0,0833
Simuliidae	0,6371	1,0000	1,0000	0,6198	0,4615	0,3750	0,2500	1,0000	0,3889	0,4667	0,4583	1,0000	0,6371	0,1667	0,2727	1,0000	1,0000
<i>Siphonoperla</i>	0,1591	0,0000	0,6280	0,5395	0,1154	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0455	0,0000	0,0000
<i>Sphaerium</i>	0,0909	0,5153	0,8961	0,7923	0,7603	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0667	0,0833	0,9221	0,0682	0,0833	0,0000	0,0000	0,8961
<i>Stenelmis</i>	0,0000	0,0000	0,6803	0,5433	0,0000	0,0000	0,0000	0,7869	0,0556	0,0333	0,0417	0,5205	0,9128	0,0000	0,0000	0,0000	0,6803
Stenophylacini-Chaetopterygini	0,5936	0,2778	0,7516	0,7871	0,5415	0,3125	0,6275	0,0000	0,2222	0,2667	0,6275	1,0000	0,0000	0,1667	0,5936	0,6807	0,5033
Stratiomyidae	0,1136	0,5658	0,0000	0,0238	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,5658	0,8263	0,5116	0,0625	0,0227	0,0000	0,0909	0,8139	0,0000
Tabanidae	0,5984	0,5637	0,6728	0,6260	0,6980	0,7546	0,1250	0,0000	0,7819	0,5419	0,1667	1,0000	0,1364	0,6728	0,5538	0,1429	0,0833
<i>Taeniopteryx</i>	0,0000	0,0000	0,5963	0,7117	0,5342	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0833	0,5046	0,0357	0,0000
<i>Theodoxus</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,8120	0,6240	0,0000	0,0000	0,0000	0,5898	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Tinodes</i>	0,0909	0,1111	0,0000	0,0238	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6394	0,6105	0,0000	0,0625	0,7049	0,0000	0,0455	0,8609	0,0000
Tipulidae	0,0682	0,5589	0,1667	0,5462	0,0769	0,1250	0,1250	0,7353	0,1667	0,6824	0,1667	0,0000	0,1818	0,1667	0,1818	0,0357	0,6030
<i>Torleya</i>	0,5210	0,0000	0,0000	0,5296	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5061	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1071	0,0000
<i>Valvata</i>	0,5980	0,5087	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,6985	0,0000	0,0000
Veliidae	0,5113	0,7485	0,5284	0,0238	0,0385	0,0000	0,0000	0,0000	0,5599	0,0333	0,5756	0,0000	0,0000	0,5284	0,0455	0,7171	0,0000
<i>Wormaldia</i>	0,0227	0,0000	0,0000	0,0000	0,7828	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5859	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0357	0,0000

Annexe E : Liste des 489 métriques spécifiques

Sont indiqués dans ce tableau les métriques et combinaisons de bocaux qui ont été qualifiées de spécifiques en suivant la stratégie (i) (cf. § IV-1). Les métriques ayant également été qualifiées de spécifiques en suivant la stratégie (ii) sont indiquées ainsi que les types d'altération (de la qualité de l'eau ou de l'habitat) pour lesquels une réponse significative a été observée avec la méthode des arbres conditionnels (HOTHORN *et al.* 2006).

Les types d'altération sont codés de la manière suivante :

Qualité de l'eau	Dégradation de l'habitat
WQ1 - Matières organiques et oxydables	HD1 - Voies de communication
WQ2 - Matières azotées (hors nitrates)	HD2 - Ripisylve
WQ3 - Nitrates	HD3 - Urbanisation à 100m
WQ4 - Matières phosphorées	HD4 - Risque de colmatage
WQ5 - Matières en suspension	HD5 - Instabilité hydrologique
WQ6 - Acidification	HD6 - Rectification
WQ7 - Micro-polluants minéraux	
WQ8 - Pesticides	
WQ9 - HAP	
WQ10 - Micro-polluants organiques	

Annexe E : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
NST value																		
B1+B2+B3		X				X				X		X		X				X
Bryozoa (%S)																		
B1				X					X						X			X
B2	X								X									X
B3	X								X			X						X
B1+B2				X					X						X			X
B2+B3	X								X						X			X
B1+B2+B3				X	X				X						X			X
Cnidaria (%S)																		
B2			X		X										X			X
B3			X		X						X							X
Hydracari (%S)																		
B2		X		X										X		X		X
B3		X		X										X		X		X
B1+B2	X													X	X			X
B2+B3	X	X												X				
B1+B2+B3	X					X								X	X			
Hymenoptera (%S)																		
B1							X							X	X			X
B3							X	X	X					X	X			
B1+B2							X	X	X					X	X			X
B2+B3							X	X	X					X	X			X
B1+B2+B3							X	X	X					X	X			X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Lepidoptera (%S)																		
B1	X												X		X	X		
B2	X											X						
B1+B2	X			X														
B2+B3	X							X		X					X			
B1+B2+B3	X			X											X			
Megaloptera (%S)																		
B3	X	X		X											X			
B1+B2		X		X								X	X		X			
B2+B3		X		X							X				X			
Nemathelminthes (%S)																		
B3					X				X		X	X		X				X
B2+B3					X				X		X	X		X				X
B1+B2+B3					X				X		X			X				X
Nemertea (%S)																		
B1	X			X			X											X
B2	X											X		X				X
B3	X	X		X								X						
B1+B2								X				X		X				X
B2+B3				X				X				X		X				X
B1+B2+B3								X				X		X				X
Planipennia (%S)																		
B2	X	X																
B3	X											X	X					
B1+B2	X	X							X	X								
B2+B3				X									X		X			X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Porifera (%S)																		
B1		X			X					X						X		
B2	X							X									X	
B3		X		X	X							X	X					
B1+B2	X	X																
B2+B3	X	X			X													
B1+B2+B3		X			X				X						X			
Turbellaria (%S)																		
B3		X				X		X				X		X				X
Bryozoa (%Q)																		
B1				X					X						X			X
B2	X								X									X
B3	X								X									X
B1+B2				X					X						X			X
B2+B3	X								X						X			X
B1+B2+B3				X					X						X			X
Cnidaria (%Q)																		
B3			X		X						X							X
Diptera (%Q)																		
B1	X	X						X				X						
B1+B2		X						X	X			X						
Gastropoda (%Q)																		
B1		X												X	X			X
B3				X										X	X			X
B2+B3	X			X											X			X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Hymenoptera (%Q)																		
B1	X						X							X				X
B3							X		X					X	X			X
B1+B2							X							X	X			X
B2+B3							X		X	X				X	X			X
B1+B2+B3							X		X					X	X			X
Lepidoptera (%Q)																		
B1	X												X		X	X		
B2	X											X						
B3	X			X														
B1+B2	X			X										X				
B2+B3	X							X							X			
B1+B2+B3	X			X											X			
Megaloptera (%Q)																		
B1	X	X												X				
B3	X	X		X											X			
B1+B2		X		X								X		X	X			
B2+B3		X		X							X				X			
B1+B2+B3		X		X								X		X	X			
Nemathelminthes (%Q)																		
B1	X																	X
B2	X								X									X
B3				X					X			X		X				X
B1+B2				X					X				X					X
B2+B3									X		X			X				X
B1+B2+B3	X								X									X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Nemertea (%Q)																		
B1	X			X			X										X	
B3	X	X		X								X						
B1+B2							X	X						X				X
B2+B3				X				X				X		X				X
B1+B2+B3								X				X		X				X
Odonata (%Q)																		
B3				X				X		X				X				X
Planipennia (%Q)																		
B2	X	X																
B3	X											X	X					
B1+B2		X							X	X			X					
B2+B3	X														X			
Porifera (%Q)																		
B1		X			X					X							X	
B3		X		X	X							X	X					
B1+B2	X			X									X					
B2+B3	X	X			X													
B1+B2+B3	X	X			X				X									
Turbellaria (%Q)																		
B3						X						X				X		X
B1+B2				X						X		X				X		X
B2+B3						X				X		X				X		X
B1+B2+B3				X						X		X				X		X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
EPT/Oligo (%Q)																		
B2	X			X								X			X			
B3	X			X											X			
B1+B2	X			X											X			
B2+B3	X			X								X			X			
B1+B2+B3	X			X								X			X			
0-0.5 mg MS																		
B2			X		X				X			X		X			X	
B3		X				X			X			X					X	
2-8 mg MS																		
B1		X		X		X						X			X	X		
B2	X														X	X		
B3	X									X						X		
B1+B2	X			X		X										X		
B2+B3	X									X						X		
B1+B2+B3				X		X				X						X		
8-32 mg MS																		
B1	X							X			X							X
B2	X			X											X			X
B3				X			X	X							X			X
B1+B2	X							X							X			X
B2+B3				X				X							X			X
B1+B2+B3	X							X							X			X
128-512 mg MS																		
B1			X		X				X			X		X				X
B1+B2			X		X				X					X		X		X
B1+B2+B3			X		X				X					X		X		X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
512-2048 mg MS																		
B1	X							X			X		X					
B2	X							X								X		
B3	X						X									X		
0-0,25 cm																		
B1				X				X		X		X					X	X
B2								X			X					X	X	X
B3								X								X	X	X
B1+B2	X			X				X									X	
B2+B3								X		X			X				X	
B1+B2+B3	X							X									X	
0,5-1 cm																		
B1		X		X					X			X			X		X	
B2				X							X	X			X		X	
B3		X		X								X			X		X	
1-2 cm																		
B1	X	X						X	X									
B2	X			X											X		X	
B3				X			X								X	X	X	
B1+B2		X		X											X		X	
B2+B3				X									X		X		X	
B1+B2+B3		X		X											X		X	
nymph																		
B3				X								X	X		X			
isolated eggs, free																		
B3				X							X	X			X		X	

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
clutches, in vegetation																		
<i>B3</i>				X								X	X		X			
aerial passive																		
<i>B1+B2</i>						X		X		X		X		X			X	
spiracle																		
<i>B1</i>				X											X		X	X
<i>B2</i>	X																X	
<i>B3</i>	X			X													X	
<i>B1+B2</i>				X				X								X	X	X
<i>B2+B3</i>	X			X				X									X	
hydrostatic vesicle																		
<i>B1</i>	X															X		
<i>B1+B2</i>	X															X		
<i>B1+B2+B3</i>	X															X		
burrower																		
<i>B1</i>	X	X																
permanently attached																		
<i>B1</i>				X						X				X	X			X
<i>B2</i>	X																	X
<i>B3</i>	X													X				X
<i>B1+B2</i>	X													X				X
<i>B2+B3</i>	X									X				X				X
<i>B1+B2+B3</i>	X									X				X				X
detritus (< 1mm)																		
<i>B1</i>						X				X			X					X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
dead plant																		
B1	X							X			X							X
B2				X				X						X		X		
B3				X	X			X					X			X	X	
living macrophytes																		
B1		X		X	X									X	X	X		
B2	X													X		X	X	
B3	X													X		X		
B1+B2		X			X									X		X		
B2+B3				X										X		X	X	
B1+B2+B3		X			X									X		X	X	
living macroinvertebrates																		
B2				X					X	X					X			X
B3				X		X				X					X			
B2+B3				X					X	X					X			X
organic detritus, litter																		
B1	X															X	X	X
B2+B3		X			X				X							X	X	X
banks, connected side-arms																		
B3			X	X											X		X	X
groundwaters																		
B3				X	X				X				X	X			X	
8 : Vosges, Jura, Massif Central																		
B3				X	X							X			X		X	
B2+B3				X								X			X		X	
B1+B2+B3				X		X		X					X		X		X	

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7	
sand																			
B3			X		X		X					X		X				X	
4,5-5																			
B1	X	X												X		X			
5-5,5																			
B1				X				X			X		X		X				
B2	X							X			X						X		
B3	X							X			X				X				
B1+B2				X				X			X				X				
B2+B3								X			X			X			X		
B1+B2+B3				X				X			X				X				
5,5-6																			
B1	X							X						X				X	
B2	X			X										X				X	
B3		X		X				X				X		X				X	
B2+B3		X		X				X				X		X				X	
Spécialisation: Current velocity (preferendum)																			
B2				X				X		X				X				X	
Spécialisation: Feeding habits																			
B1+B2		X				X			X					X				X	X
B1+B2+B3		X				X			X									X	X
Spécialisation: Food																			
B1						X				X		X		X					
B3						X				X				X	X				
B1+B2				X		X						X		X	X				
B2+B3				X		X				X				X	X				
B1+B2+B3				X								X		X	X				

Annexe E (suite): Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Spécialisation: Life cycle duration																		
B3				X							X	X		X	X			
Spécialisation: Longitudinal distribution																		
B1					X	X				X		X		X	X			
B2	X									X				X			X	
B3						X			X	X				X	X		X	
B2+B3										X				X	X		X	
Spécialisation: pH (preferendum)																		
B2		X	X		X									X		X		
Recouvrement: Altitude																		
B1								X	X							X	X	X
B2	X							X	X								X	
B2+B3		X						X	X								X	
Recouvrement: Biogeographic regions																		
B1		X								X				X	X			X
Recouvrement: Current velocity (preferendum)																		
B1			X					X		X			X	X	X			
B2								X		X			X	X			X	
B3								X			X		X	X			X	
B1+B2								X		X			X	X			X	
B2+B3								X		X			X	X			X	
B1+B2+B3								X		X			X	X			X	
Recouvrement: Life cycle duration																		
B1											X				X	X	X	
B2	X										X					X	X	
B3	X														X	X	X	
B1+B2	X														X	X	X	
B2+B3	X															X	X	
B1+B2+B3											X				X	X	X	

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Recouvrement: Maximal potential size																		
B1		X								X		X		X				X
B2	X									X		X		X				
B3										X		X		X				X
B1+B2		X								X		X		X				X
B1+B2+B3		X								X		X		X				X
Recouvrement: pH (preferendum)																		
B1	X											X					X	X
B2	X											X					X	X
B3		X										X					X	X
B1+B2	X											X					X	X
B2+B3	X											X					X	X
B1+B2+B3	X											X					X	X
Recouvrement: Respiration																		
B2	X	X			X									X				
B3	X		X		X									X				
Recouvrement: Substrate (preferendum)																		
B1		X							X	X				X	X	X		
B3		X							X	X					X	X		
B1+B2		X							X	X				X	X	X		
Recouvrement: Temperature (preferendum)																		
B2								X		X							X	X
B3	X							X		X							X	
B2+B3								X	X	X							X	X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Diversité de Rao (Altitude)																		
B1		X		X				X					X		X		X	
B2				X				X		X					X		X	
B1+B2		X		X											X		X	
B2+B3		X		X				X							X		X	
B1+B2+B3	X			X											X		X	
Diversité de Rao (Aquatic stages)																		
B1		X		X						X						X		
Diversité de Rao (Biogeographic regions)																		
B1				X				X						X	X		X	
B1+B2				X										X	X		X	
B1+B2+B3				X										X	X		X	
Diversité de Rao (Current velocity (preferendum))																		
B3					X			X	X					X			X	
B1+B2					X			X	X			X		X			X	
B2+B3					X			X	X					X			X	
Diversité de Rao (Feeding habits)																		
B2	X			X	X						X							
B3				X	X				X									X
B1+B2					X			X			X							X
B2+B3					X				X		X							X
Diversité de Rao (Food)																		
B2								X		X	X			X	X			
B3						X				X	X			X	X			
B1+B2	X					X		X			X							
B2+B3										X	X			X	X			X
B1+B2+B3	X					X		X			X							

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Diversité de Rao (Life cycle duration)																		
B2				X				X		X					X			
Diversité de Rao (Locomotion and substrate relation)																		
B1	X							X			X							
B2	X							X			X							
B3											X			X			X	X
B1+B2				X				X			X						X	
B2+B3	X							X			X							X
B1+B2+B3				X				X			X				X		X	
Diversité de Rao (Longitudinal distribution)																		
B3			X		X			X						X	X			
Diversité de Rao (pH (preferendum))																		
B3										X				X	X	X		
B2+B3								X		X				X	X	X		
Diversité de Rao (Reproduction)																		
B1		X		X											X			X
B3		X		X						X					X			X
B1+B2		X		X					X				X		X			X
Diversité de Rao (Resistance forms)																		
B2		X		X					X			X		X	X			
Diversité de Rao (Transversal distribution)																		
B2+B3							X	X			X		X	X				X
B1+B2+B3							X	X			X			X		X		X
Diversité de Rao (traits biologiques)																		
B3						X				X				X		X		X
Diversité de Rao (tous traits)																		
B3						X		X		X				X		X		X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Groupe bio a (%S)																		
B1		X			X				X						X		X	
B2	X								X									
B3	X								X									X
B1+B2	X								X						X		X	
B2+B3	X								X						X		X	
B1+B2+B3		X			X				X						X		X	
Groupe bio c (%S)																		
B3		X						X	X						X		X	
Groupe bio d (%S)																		
B2		X						X		X				X	X		X	
Groupe bio e (%S)																		
B2				X				X		X				X	X		X	
Groupe bio g (%S)																		
B1		X								X	X	X		X				
B2	X											X		X				X
B1+B2	X				X					X				X				
B2+B3	X											X		X				X
B1+B2+B3										X		X		X	X			
Sous-Groupe bio a (%S)																		
B1		X			X				X						X		X	
B2	X								X									
B3	X								X									X
B1+B2	X								X						X		X	
B2+B3	X								X						X		X	
B1+B2+B3		X			X				X						X		X	

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Sous-Groupe bio c1 (%S)																		
B1						X		X						X			X	X
B2									X					X		X		X
B3				X		X		X						X				X
B1+B2					X			X		X				X				X
B2+B3					X			X		X				X		X		X
Sous-Groupe bio d2 (%S)																		
B3	X									X		X		X				
Sous-Groupe bio e2 (%S)																		
B1		X								X		X			X		X	
B2	X	X													X			
B3	X	X													X		X	
B1+B2	X	X		X											X			
B2+B3	X	X											X		X			
B1+B2+B3		X		X											X			X
Sous-Groupe bio g1 (%S)																		
B1				X						X				X	X		X	
B1+B2				X						X				X	X		X	
B1+B2+B3				X					X	X				X	X		X	
Sous-Groupe bio g2 (%S)																		
B1	X									X								X
B2	X																X	X
B3								X				X					X	X
B1+B2					X				X	X							X	X
B2+B3										X		X					X	X
B1+B2+B3					X				X	X							X	X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Sous-Groupe bio g3 (%S)																		
B1		X						X						X			X	
B2		X						X						X			X	X
B3									X					X		X		X
B1+B2								X						X			X	X
B1+B2+B3		X						X						X			X	X
Groupe bio a (%Q)																		
B1		X			X				X						X		X	
B2	X								X									
B3	X								X								X	
B1+B2				X					X						X		X	
B2+B3	X								X						X		X	
B1+B2+B3				X					X						X		X	
Groupe bio c (%Q)																		
B3			X			X	X								X		X	
Groupe bio d (%Q)																		
B1+B2		X						X		X		X		X				X
B1+B2+B3		X						X		X		X		X				X
Groupe bio e (%Q)																		
B1								X		X					X	X		
B3								X				X			X	X		
B2+B3				X				X			X	X			X	X		
Sous-Groupe bio a (%Q)																		
B1		X							X						X		X	
B2	X								X								X	
B3	X								X								X	
B1+B2				X					X						X		X	
B2+B3	X								X						X		X	
B1+B2+B3				X	X				X						X		X	

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Sous-Groupe bio c1 (%Q)																		
B1						X		X		X								X
B2								X		X				X			X	
B3						X	X			X							X	
B1+B2						X		X		X				X				X
B1+B2+B3						X		X		X				X				X
Sous-Groupe bio d2 (%Q)																		
B2		X								X		X		X				
Sous-Groupe bio e2 (%Q)																		
B1				X		X						X			X		X	
Sous-Groupe bio g2 (%Q)																		
B1	X									X					X			
B2	X											X			X			
B3				X								X			X			X
B1+B2				X						X		X			X			X
B2+B3				X						X		X			X			X
B1+B2+B3				X						X	X	X			X			
Sous-Groupe bio g3 (%Q)																		
B1	X													X				
B2					X			X						X				X
B3	X													X				X
B1+B2	X							X						X				X
B2+B3	X													X				X
B1+B2+B3	X							X						X				X
Sous-Groupe bio h (%Q)																		
B2					X				X		X			X	X			X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Groupe eco G (%S)																		
<i>B3</i>	X												X					
Sous-Groupe eco C1 (%S)																		
<i>B1</i>		X				X				X				X				
<i>B2</i>		X								X				X		X	X	
<i>B1+B2</i>		X								X			X			X	X	
Sous-Groupe eco D1 (%S)																		
<i>B1</i>				X				X						X	X			X
<i>B1+B2</i>				X		X		X						X	X			X
<i>B2+B3</i>								X						X	X			X
<i>B1+B2+B3</i>				X				X						X	X			X
Sous-Groupe eco F1 (%S)																		
<i>B3</i>	X	X														X	X	
Sous-Groupe eco F2 (%S)																		
<i>B3</i>		X						X	X							X		
Sous-Groupe eco G1 (%S)																		
<i>B1</i>		X	X		X									X	X			
<i>B2</i>	X																X	
<i>B3</i>	X																X	
<i>B2+B3</i>	X																X	
<i>B1+B2+B3</i>			X		X			X						X	X	X		
Sous-Groupe eco G2 (%S)																		
<i>B1</i>					X			X	X				X		X	X		
<i>B3</i>				X							X		X		X			X
Groupe eco C (%Q)																		
<i>B1</i>	X	X								X								

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Groupe eco G (%Q)																		
B1	X				X				X							X		
B3	X														X			
B1+B2			X		X				X							X		
B2+B3	X												X			X		
B1+B2+B3			X		X									X		X		
Sous-Groupe eco C2 (%Q)																		
B1						X		X	X				X	X	X			
B2									X					X		X		X
B3	X													X		X		X
B1+B2								X	X					X		X		X
B2+B3	X													X		X		X
B1+B2+B3						X			X					X		X		X
Sous-Groupe eco F1 (%Q)																		
B1		X	X		X											X	X	
B3	X	X									X					X		
B1+B2		X	X		X							X			X	X		
B2+B3	X	X	X													X		
B1+B2+B3		X	X		X											X	X	
Sous-Groupe eco F2 (%Q)																		
B3		X						X	X							X		
Sous-Groupe eco G1 (%Q)																		
B1		X			X									X	X			
B2	X															X		
B3	X															X		
B1+B2		X	X		X										X	X		
B2+B3	X															X		
B1+B2+B3		X												X	X	X		

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Sous-Groupe eco G2 (%Q)																		
B1			X		X				X				X		X			
B2+B3	X				X			X							X			
Groupe bio-eco δ (%S)																		
B3		X			X				X				X		X			
Groupe bio-eco ε (%S)																		
B3								X					X		X	X		
Sous-Groupe bio-eco δ1 (%S)																		
B1										X	X	X		X				
B1+B2+B3		X								X	X	X		X				X
Sous-Groupe bio-eco ε (%S)																		
B3								X					X		X	X		
Groupe bio-eco δ (%Q)																		
B1	X	X						X						X				
B2		X						X		X								X
B3	X											X		X				X
B1+B2		X						X		X		X		X				X
Groupe bio-eco ε (%Q)																		
B1		X						X						X		X		
B2	X							X						X	X			
B3	X	X											X		X			
B1+B2		X						X	X							X	X	
B2+B3		X						X						X		X		
B1+B2+B3		X						X	X							X		
Groupe bio-eco γ (%Q)																		
B2	X												X					X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
Sous-Groupe bio-eco δ 1 (%Q)																		
B1			X							X	X			X				X
Sous-Groupe bio-eco δ 2 (%Q)																		
B1		X		X				X										X
B2	X	X						X					X					
B3	X							X					X					
B1+B2	X	X						X					X					
B2+B3		X						X	X				X		X			X
B1+B2+B3		X						X					X					X
Sous-Groupe bio-eco ε (%Q)																		
B1		X						X						X		X		
B2	X							X						X	X			
B3	X	X											X		X			
B1+B2		X						X	X							X	X	
B2+B3	X	X						X								X		
B1+B2+B3		X						X	X							X		
Sous-Groupe bio-eco γ 1 (%Q)																		
B3			X		X			X						X		X		X
B1+B2								X	X					X		X		X
B2+B3					X			X	X					X		X		X
B1+B2+B3								X	X					X		X		X
Diversité biologique (Groupes)																		
B2								X		X	X	X		X				X
Total Biomass (dry weight)																		
B1		X		X								X			X			X
B2		X		X				X										X
B1+B2+B3				X										X	X			X

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
deposit feeder (dry weight)																		
B1	X			X											X			
B2		X		X								X			X		X	
B1+B2				X										X	X		X	
B2+B3				X						X				X	X		X	
B1+B2+B3				X										X	X		X	
shredder (dry weight)																		
B1		X		X									X		X		X	
B2				X				X							X	X		
B1+B2	X			X											X			
B2+B3								X		X				X	X		X	
B1+B2+B3	X			X													X	
scraper (dry weight)																		
B1		X		X	X							X			X		X	
B2		X		X	X									X	X		X	
filter feeder (dry weight)																		
B1		X		X										X		X		
B2	X			X				X								X		
B3		X		X	X											X		
B1+B2	X	X						X										
B2+B3		X		X										X	X	X		
B1+B2+B3				X				X							X		X	
piercer (dry weight)																		
B2								X			X		X					X
B2+B3		X		X										X	X	X		
B1+B2+B3				X										X	X	X		

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
predator (dry weight)																		
B1		X		X											X	X		
B2				X				X							X	X		
B1+B2	X							X		X								
B2+B3				X				X	X						X	X		
parasite (dry weight)																		
B1			X	X									X		X			X
B2								X			X		X				X	X
B3		X						X			X				X		X	X
B1+B2	X			X				X							X			
B2+B3		X						X			X						X	X
B1+B2+B3	X		X					X										X
deposit feeder (% of biomass)																		
B1+B2				X	X				X						X			
B1+B2+B3	X			X	X				X									
shredder (% of biomass)																		
B1	X										X							
B3				X				X				X			X	X		
B2+B3				X								X			X		X	
filter feeder (% of biomass)																		
B1				X							X				X		X	X
B2				X							X					X		X
B1+B2		X		X							X				X		X	
B1+B2+B3	X											X	X		X			

Annexe E (suite) : Liste des 489 métriques spécifiques

Métriques	Stratégie (ii)	WQ1	WQ2	WQ3	WQ4	WQ5	WQ6	WQ7	WQ8	WQ9	WQ10	HD1	HD2	HD3	HD4	HD5	HD6	HD7
piercer (% of biomass)																		
B1		X		X								X	X					
B1+B2	X											X						X
B1+B2+B3	X											X	X					X
predator (% of biomass)																		
B1				X				X							X			X
B3	X									X						X		X
B2+B3				X											X			X