

Barine - Pagney-derrière
 Ecouves
 Pontances - Jezainville
 de Voiremont - Aingeray
 re Dame des Fontaines -
 mps. F
 traine
 la Côte
 e d'Urt
 ndes et Petites Hieres -
 sieres-aux-salines
 nt Saint Jean - Jeandelaincourt
 e du Budemont - La Côte Arnaville
 u du Gros Bois - Rogeville
 t de Manonviller - Manonviller
 tte de L'eglise - Bouillonville
 rrière du Bois - Sous Roche
 -sur-M
 matee d



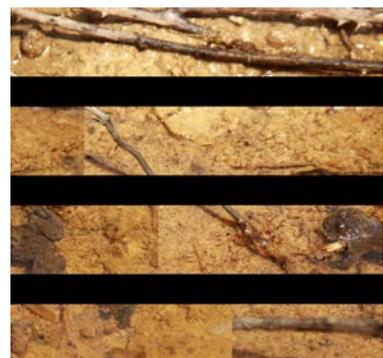
Le Conservatoire d'espaces naturels
 de Lorraine est membre de la Fédération
 des Conservatoires d'espaces naturels



Programme & Suivi des Mares de Lorraine – Bilan 2016

Volet connaissance : première année d'étude

Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine



© Crédits photo CEN Lorraine

Plan de gestion réalisé avec le soutien financier de :



Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine
 3, rue du Président Robert Schuman - 57400 SARREBOURG
 Tél. : 03 87 03 00 90
 censarrebourg@cren-lorraine.fr - www.cen-lorraine.fr

Association agréée par l'Etat
 et la Région Lorraine
 au titre de l'article L414-11
 du Code de l'environnement

Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine

PROGRAMME et SUIVI des MARES de LORRAINE

Volet Connaissance : première année d'étude

Bilan 2016

Document établi par : Christophe Courte (mission scientifique)
Avec la contribution sur le terrain de : Loic Coquel, Quentin Mori,
Damien Aumaitre, Yann Rivière, Florian Rabemananjara,
Benoit Paul, Raphaël Jilet, Julien Dabry.

Etude et document réalisés
avec le soutien financier de :



Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine
Association reconnue d'utilité publique par Arrêté n° 10-DCTAJ-15 du 16 avril 2010
3, rue du Président Robert Schuman – 57400 SARREBOURG
Tél. : 03 87 03 00 90 – Fax : 03 87 24 90 87 – censarrebourg@cren-lorraine.fr

Préambule

Les mares (ou mardelles) sont un des éléments constitutifs et facilement repérables du paysage agricole et forestier de la Lorraine. Si leur origine reste l'objet de débats (naturelle ou anthropique), leur intérêt écologique ne fait pas de doute. Le nombre de mares inventoriées en Lorraine à la fin 2014 était d'environ 9000, sur un total estimé plus proche de 30 000 (Welter, 1924 in Poiraud A, 2003). Près de la moitié de ces mares sont des mares prairiales, dont la disparition, assez récente, est un constat partagé par de nombreux observateurs. Avec ces mares disparaissent de nombreuses espèces animales et végétales, dont certaines font l'objet, par ailleurs, de mesures de conservation et/ou de protection. Le groupe faunistique le plus caractéristique de ces milieux et le mieux étudié à l'échelle régionale est celui des amphibiens. D'autres groupes faunistiques, comme les odonates, les coléoptères aquatiques ou la malacofaune, y trouvent des conditions importantes de leur survie, bien que la connaissance régionale soit encore très partielle. Leur intérêt est également botanique, notamment pour les mares tourbeuses de plaine, très originales dans ce contexte.

Le CEN Lorraine a entrepris depuis 2009 plusieurs actions sur ces habitats ponctuels que sont les mares : inventaire et creusements de mares dans le cadre du programme transfrontalier INTERREG IVA « patrimoine naturel de la Lorraine belge et Française (CEN lorraine, 2009-2012), recensement des mares sur et autour des sites du CEN (P. Grisvard, 2012), synthèse des données existantes sur les mares et constitution d'une base de données (M. Vuillaume, 2013), projet de creusement d'un réseau de plus de 40 mares sur les sites du CEN (CEN Lorraine, 2014). Depuis 2016, le CEN L pilote le PRAM (Programme Régional d'Action sur les Mares) afin de poursuivre l'inventaire permanent des mares en Lorraine et assurer des portés à connaissance pour leur prise en compte notamment dans les documents d'aménagements (PLUi...).

La base de données créée en 2012 par le CEN Lorraine, et régulièrement alimentée par des données de terrain de différentes structures, a permis de réaliser une synthèse régionale des inventaires mares et d'obtenir une carte de répartition pour la Lorraine. Si l'ensemble du territoire est concernée par ces milieux, la répartition des mares n'est pas homogène. Elle dépend de différents facteurs : géologie, pédologie, histoire, type d'occupation du sol.

La base de données recense également les mares disparues : soit constatées sur le terrain, soit au vu de la comparaison des cartes IGN et des photos aériennes récentes (2012 à 2014). Cette disparition touche quasi exclusivement les mares agricoles, particulièrement depuis les années 90. La taille relativement réduite des mares (inférieures à 1 000 m² pour la plupart) les place en dehors du champ de la législation sur les zones humides et ne nécessite aucune autorisation ou déclaration pour leur comblement (sauf si plusieurs mares sont concernées et que leur cumul surfacique dépasse ce seuil). Seule l'entrée « habitat d'espèce protégée » peut être invoquée pour contrecarrer un éventuel projet de comblement.

La prise de conscience de l'intérêt de ces petits éléments de la nature « ordinaire » est assez récente. La traduction la plus concrète de cette prise en compte est le concept de trame verte et bleue, constituant essentiel du Schéma Régional de Cohérence Ecologique (SRCE).

Le volet scientifique du PRAM est développé dans le cadre de la CPO (Convention Pluriannuelle d'Objectifs) établie avec l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse pour la période 2016 à 2018. Les suivis écologiques portant sur les mares auront pour objectif d'améliorer la connaissance régionale de ces milieux menacés (origine, caractérisation, typologie, richesse taxonomique et patrimoniale...) afin de mieux contribuer à leur préservation.

Table des matières

A – Présentation de l'étude	4
A.1. Objectifs.....	4
A.2. Etat des lieux des connaissances	4
B – Contributions à la connaissance	5
B.1. Synthèse des réflexions sur la définition et la caractérisation.....	5
B.1.1. Les problèmes de définition	5
B.1.2. Les mares de Lorraine	6
B.2. Les enjeux écologiques potentiels	8
B.2.1. Origine, formation et trajectoire.....	8
B.2.2. Habitats et végétation.....	9
B.2.3. Les amphibiens.....	10
B.2.4. Les coléoptères aquatiques	10
B.2.5. Héteroptères	11
B.2.6. Odonates.....	11
B.2.7. Sangsues (achètes).....	11
B.2.8. Autres groupes	12
C – Bilan 2016	13
C.1. Tests, adaptation et développement de protocoles	13
C.1.1. Habitats	13
C.1.2. Odonates.....	14
C.1.3. Coléoptères aquatiques et IcoCAM.....	15
C.1.4. Développement d'une méthode de bio-indication.....	15
C.2. Inventaire des mares nouvelles créées sur les sites CEN Lorraine.....	17
C.2.1. Bilan des mares nouvelles inventoriées.....	17
C.2.2. Quelques résultats bruts	17
C.3. Constitution d'un référentiel taxonomique pour les coléoptères aquatiques des mares.....	19
D – Perspectives	20
Bibliographie	
Annexes :	
▪ Annexe 1 : Fiche de protocole IcoCAM (à ne pas diffuser)	
▪ Annexe 2 : Fiche d'échantillonnage de terrain IcoCAM	
▪ Annexe 3 : A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds	
▪ Annexe 4 : Pré-liste de référence des coléoptères aquatiques de Lorraine	

A – Présentation de l'étude

A.1. Objectifs

Le Conservatoire d'Espaces Naturels (CEN) de Lorraine, avec d'autres structures, travaille depuis de nombreuses années sur la thématique des mares : inventaires, diagnostics, creusements de mares, identification, cartographie ...

Une des difficultés pour travailler sur ces « petits » milieux est de pouvoir les détecter et les caractériser, afin de tenter d'avoir une bonne vision régionale de leur répartition et de leur fonctionnement en réseau. Aussi, le CEN souhaite mieux connaître la distribution des mares lorraines et leurs composantes biologiques afin d'enrayer l'érosion de la biodiversité locale.

Les données récoltées serviront à réaliser un observatoire régional des mares, qu'elles soient agricoles ou forestières.

L'exploitation de la littérature régionale récente ou ancienne sur les mares en Lorraine, particulièrement en ce qui concerne les données faune/flore, ainsi qu'un **important travail d'inventaire de terrain** permettraient de mieux mesurer **l'enjeu biodiversité des mares** grâce à une approche multi-taxon à croiser avec des variables abiotiques.

A.2. Etat des lieux des connaissances

La connaissance actuelle des mares en Lorraine et de leur répartition souffre de quatre lacunes importantes :

- 1- les mares forestières : elles sont, à quelques rares exceptions près (FD de la Reine – 54, FD du Romersberg ou de Sierck - 57, FD de Haudronville, Spincourt, Rambucourt – 55/54 ou Forêt de Padoux- 88) non inventoriées et non décrites, d'autant que les inventaires exhaustifs démontrent qu'elles sont de deux à trois fois plus nombreuses qu'en milieu ouvert. Notons, qu'il existe des structures tout à fait originales de mardelles tourbeuses du type boulaie à sphaignes à haute valeur patrimoniale sur le plateau lorrain (origine protohistorique, cinétique, botanique,...). Un catalogue de ce type de milieu semble indispensable car leur protection est une priorité.
- 2- les mares « à inventorier » : surtout présentes en milieu ouvert, ce sont des mares référencées dans diverses cartographies (IGN, BD topo, études diverses) dont l'existence n'a pas encore été validée par le terrain. Elles représentent donc des « mares potentielles » dont l'intérêt n'a pas encore été évalué.
- 3- les enjeux biologiques : relativement complète pour le groupe des amphibiens du fait de l'existence d'une base de données régionale, la connaissance des mares est lacunaire pour les autres groupes et ne permet pas d'identifier des enjeux de conservation à l'échelle régionale. Un important travail reste à mener pour identifier ces enjeux afin de mieux les prendre en compte.
- 4- l'évolution des mares creusées et récentes : beaucoup de mares ont été creusées ces dernières années soit dans le cadre d'opérations à vocation « biodiversité » par diverses structures (PNRL, CPIE de Bonzée, CEN Lorraine, Neomys), soit dans le cadre de mesures compensatoires (LGV Est, Zones d'Aménagement Concertée, destruction de zones humides...). La vision actuelle de ces nouvelles mares, notamment celles réalisées dans le cadre de mesures compensatoires, est très lacunaire et beaucoup de mares creusées ou recreusées ne sont pas ou plus suivies.

B – Contributions à la connaissance

B.1. Synthèse des réflexions sur la définition et la caractérisation

B.1.1. Les problèmes de définition

Il existe une définition de la mare qui fait référence au niveau national mais celle-ci dans le contexte biogéographique du nord-est de la France pose deux problèmes majeurs (1) la superficie maximale retenue (0,5 ha) et la profondeur (2 m), compte-tenu qu'il existe des mardelles tourbeuses en Lorraine dont la profondeur dépasse largement les 2 mètres, et aussi parce que ce paramètre abiotique est difficile à appréhender sur le terrain.

L'application stricte d'une telle définition autoriserait de fait à retenir comme mare tous les petits étangs < 0,5 ha.

Programme National de Recherche sur les Zones Humides (Sajaloli & Dutilleul, 2001)

"La mare est une étendue d'eau à renouvellement généralement limité, de taille variable pouvant atteindre un maximum de 5 000 m². Sa faible profondeur qui peut atteindre environ 2 m, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire, ainsi qu'aux plantes de s'enraciner sur tout le fond. De formation naturelle ou anthropique, elle se trouve dans des dépressions imperméables, en contexte rural, périurbain, voire urbain. Alimentée par les eaux pluviales et parfois phréatiques, elle peut être associée à un système de fossés qui y pénètrent et en ressortent ; elle exerce alors un rôle tampon au ruissellement. Elle peut être sensible aux variations météorologiques et climatiques, et ainsi être temporaire. La mare constitue un écosystème au fonctionnement complexe, ouvert sur les écosystèmes voisins, qui présente à la fois une forte variabilité biologique et hydrologique interannuelle. Elle possède un fort potentiel biologique et une forte productivité potentielle."

Les définitions retenues au niveau européen (European Pond Conservation Network, 2009) soulèvent encore plus d'ambiguïtés dans la mesure où le terme « pond » englobe à la fois les mares et les petits étangs si bien que les voisins européens utilisent des seuils bien supérieurs et traitent indistinctement les mares et les étangs (GB : 0,0025 à 2 ha – Suisse : 0,01 et 5 ha – Danemark : 0,01 et 5 ha – Nord-Est Allemagne : 0,01 et 1 ha pour les mares et étangs « naturels »).

Les intervenants du groupe de travail (CENL/Bufo), s'accordent à dire que même si ces milieux sont d'une très grande variabilité, le seuil de 5000 m² est inadapté dans notre contexte. Les francs-comtois ont retenu quant à eux un seuil de 2000 m² avec en cas de doute pour les milieux avoisinants cette superficie, un critère discriminant basé sur "la présence d'un ouvrage de régulation d'eau". Il est donc discuté de fixer arbitrairement un seuil adapté à la région grand-est au regard de nos propres bases de données et selon le retour d'expérience des régions voisines (Franche-Comté, Normandie).

B.1.2. Les mares de Lorraine

- Cas des grandes mares

Un test sur les très "grandes" mares du Bischwald montrent que certaines (rares, parmi les plus grandes) atteignent 1300 et 1400 m². Et il ne fait aucun doute que ce soit des mares et même de très « jolies » mares ! Le seuil de 1000 m² apparaît donc trop restrictif même si on peut le trouver pragmatique au regard du régime déclaratif de la loi sur l'eau. Il se situerait plus certainement entre 1500 et 2000 m² pour englober toutes les mares potentielles de Lorraine (Grand-Est), ce qui rejoint au final le seuil retenu par les voisins francs-comtois. Leur méthode de classification est donc intéressante avec un seuil fixé autour de 2000 m² et la nécessité lorsque l'on avoisine cette superficie d'aller valider in situ avec un ou plusieurs **autres critères positivement discriminants**. Au-delà de 2000 m², c'est vraiment des superficies importantes qui ne devraient concerner a priori que des plans d'eau / étangs de loisirs. Il reste donc à démontrer cette affirmation par le terrain. Existerait-il des mares > à 2000 m² dans la région grand-est. Et si oui il faudra les identifier et les décrire car finalement ces "cas" particuliers (s'ils existent) sont des milieux remarquables et originaux. Un travail de caractérisation sera donc entamé en 2017 pour décrire/caractériser ces fameuses mares du Bischwald (les 2 immenses mares mentionnées ci-dessus), qui en **milieu agricole ouvert** font faire référence en terme de patrimonialité au même titre que **les mares tourbeuses ou marécageuses en forêt** (pour ces deux types la littérature est déjà abondante en Lorraine [Millarakis P., David Etienne (Thèse), Schneider C. & T. et al., Ritz, etc.]). Une synthèse de l'ensemble de ces travaux devrait aboutir à la fin du programme en 2018...

En inversant le problème, un seuil fixé (arbitrairement) à 2000 m² risque d'intégrer un très grand nombre de milieux qui ne sont pas des mares (petits plans d'eau de loisirs, très nombreux en Lorraine, notamment dans les Vosges). Cela risque d'induire une difficulté conséquente en particulier dans le cas d'un travail de photo-interprétation destiné à recenser les structures « mares ». Il faut donc identifier une série **de paramètres négativement discriminants** et si possible qui ne nécessitent pas un contrôle de terrain, car sinon le travail deviendrait trop rapidement très fastidieux au vu du nombre d'objets. Le premier critère facile à vérifier (sur cartes IGN) reste donc la notion de connexion avec le réseau hydrographique (en barrage ou par dérivation) qui induit donc une alimentation permanente et une sortie (également permanente qui équivaldrait au débit réservé). Ici on n'imagine a priori aucun cas particulier (pour la bio-région) mais à condition évidemment de ne pas découvrir de cas contraire sur le terrain (cas précis d'une source captée en entrée avec un ouvrage de régulation en sortie (moine) à l'abbaye de l'Etanche = tout petit étang ?)...en cas de doute des visites de terrain devraient permettre de lister d'autres facteurs discriminants restant à définir mais on peut imaginer d'ores-et-déjà la présence de digue/merlon sur tout ou partie des berges ou la présence d'ouvrages en sortie ou des usages particuliers (bassin d'orage ou de décantation, lagune, etc.). Attention à ce que des alimentations temporaires ou saisonnières par des fossés (entrées et/ou sorties), ou des chenaux de crues dans le contexte des systèmes alluviaux, n'entrent pas dans ce cadre et correspondent bien au milieu "mares" pour peu que l'on n'ait pas à faire à d'autres types de milieux (bras mort, lac d'oxbow, chenal de crues). Mais ici encore la superficie max. devrait discriminer facilement ces autres types d'habitats...

Définition du type mare en annexe hydraulique (ONEMA, 2009)

Petite cuvette dans le lit majeur en zone prairiale hygrophile à mésophile. Elle peut résulter d'une évolution naturelle d'un très vieux méandre ou éventuellement être creusée et aménagée par l'homme (abreuvement, piles de pont,...).

En conclusion, deux approches possibles se dessinent en fonction du seuil retenu (1000 ou 2000 m²) et la tendance voudrait que l'on retienne **plutôt la première, plus restrictive quant au travail ultérieur de validation**, car les mares en région, aussi étendues que celles de Bischwald, sont rares.

Il faudra tester les deux approches en 2017 et 2018 pour montrer les avantages et inconvénients des deux méthodes (relativement par ex. au nombre d'objets générés quant au doute sur la typologie et nécessitant des inventaires de terrain).

- Autres types

Reste le cas des tous petits milieux, mares temporaires en prairies et ornières en forêt.

Pour **les ornières**, la classification en « mares » apparaît comme abusive. Une ornière est une ornière. Un critère pourrait être la situation topographique à savoir la présence au sein de l'emprise d'un chemin. Ce qui d'ailleurs correspond en partie à la définition d'une ornière. Mais comme il existe bien aussi parfois des ornières en dehors des chemins...il faudra trouver d'autres critères qui discriminent les ornières (la forme par ex. : linéaire et de la largeur d'une roue d'engins??). A moins de choisir d'en faire un type particulier : « la mare ornière », qui résout d'office ce problème...A noter que les ornières ne sont pas classifiées dans Corine Biotope (idem pour les mares de tourbières qui sont bien rattachées (incluses) aux codes des tourbières et par définition ne seraient donc pas des mares).

Pour **les mares temporaires**, cela paraît plus compliqué car ce sont bien des mares. Là effectivement seule la végétation pourrait être utilisée avec comme différentielle négative la présence de communautés prairiales hygrophiles sur la totalité de l'objet. Ce ne serait donc rien d'autre que des prairies inondables submergées plus longtemps dans la saison...La mare temporaire - dite sèche dans les typologies allemandes - **suppose donc l'existence d'autres communautés végétales (amphibies** [essentiellement des Phragmito-Magnocaricetea] incluant les végétations d'assec annuel [Isoeto-Juncetea et Bidentetea] et/ou **aquatique** [Charetea fragilis, Lemnetea, Potametea]).

Pour les mares temporaires en forêt dépourvue de végétation ce sont plutôt les groupements forestiers en présence qui vont déterminer la mare (voir travaux de Millarakis sur les mares de la forêt d'Haudronville ou Docob « forêt de la Reine »).

Enfin, il semble **inutile de fixer un seuil minimal** car il existe de très petites mares de qq m² (2-4 m²) dont certaines sont même parfois permanentes (Lachaussée, anciennes fosses archéologiques à Bouxières...). Toutefois, il est sans doute intéressant d'en fixer un, pour écarter les simples « flaques ». A ce propos, il faut noter que les voisins européens utilisent **un seuil minimal** pour les « ponds » : **entre 25 m² et 100 m² en fonction des pays**, ce qui se révèle assez élevé finalement...A méditer car si on fixait le seuil le plus bas retenu (25 m² : GB), imagine-t-on tous les milieux que l'on ne pourrait pas retenir comme mare en Lorraine ? Mais comme leur seuil max. est aussi très élevé, on pourrait appliquer le même facteur de réduction (Ex. si en Lorraine, seuil max = 1000 m², en GB facteur X20 pour 2 ha d'où seuil minimal 25m²/20 soit 1,25 m² ; pour Suisse et Danemark, facteur X50 du seuil max soit seuil min = 100 m²/50 soit 2 m² et enfin en comparaison avec Allemagne, 10 m²).

En conclusion, **un seuil minimal pourrait être retenu dans une fourchette allant de 1 à 10 m²** et qui permettent d'écarter tous les petits « accidents topographiques » qui se chargent en eaux après de fortes pluies ...

B.2. Les enjeux écologiques potentiels

B.2.1. Origine, formation et trajectoire

Les publications sur les mares en Lorraine sont assez nombreuses, la majorité s'intéressant à leur origine. Les premières études sur les mardelles en Lorraine datent du début du 19^{ème} siècle (St. Ferjeux, 1847 ; Maud'Heux, 1861) et posent déjà la question de leur origine. Au cours du 20^{ème} siècle, cette question est très étudiée, par Wichmann (1903), Colbus (1905), Welter (1923) et Grenier (1906). Ces auteurs interprètent leurs résultats en tant qu'anciennes habitations gauloises (Wichmann, 1903 ; Grenier, 1906 ; Welter, 1923 ; Linckenheld, 1927). D'autres origines sont proposées telles que des exploitations de matériaux ou des citernes (Härbele, 1938). A cette époque, les historiens et archéologues s'accordent tous, sur le fait que ces mares « ne peuvent être que l'œuvre de l'industrie humaine ».

Après les années 1920, les archéologues délaissent ces mardelles qui intéressent alors des naturalistes et géologues. Deffontaines & Guyot (1922) puis Delafosse et al. (1932) proposent une théorie géologique de formation par dissolution de lentilles de gypse, de carbonates ou de sel gemme incluses dans les socles géologiques (marnes du Keuper et calcaire du Muschelkalk). Ces dépressions seraient donc « un aspect du karst vacuolaire et le résultat de l'action des eaux souterraines » (Delafosse, 1948). A partir de cette date, la question de leur origine paraît tranchée et la fréquence des études sur les mardelles diminue (Colin & Godard, 1962).

Les travaux suivants s'attacheront à comparer les mardelles à d'autres phénomènes géomorphologiques de surface tels que les pingos des Hautes-Fagnes et éliminent une possible formation des mardelles par des phénomènes périglaciaires (Slotboom, 1963 ; Pissart, 1956, 2003). Par la suite, Coûteaux (1969) propose une origine géologique par dissolution lente des carbonates de surface suivie d'un siphonage des sédiments par un système karstique sous-jacent. Wingert (1996) propose une origine anthropique pour l'exploitation de nodules de fer en Lorraine.

Toutefois, il faudra attendre les années 2000 pour que des études scientifiques intégrant les aspects biologiques, palynologiques, géomorphologiques sur la question de leur origine soient réalisées. Les travaux de BARTH et al. (2001) envisagent une origine polygénique (anthropique et naturelle : celle la plus plausible finalement) pour les mardelles en Sarre et en Lorraine de la forêt de Sierck (57), de la forêt du Bischwald (57), du plateau Lorrain et des plaines du Lias (57). Des recherches en France et en Belgique relancent la question par l'étude des sédiments (Ruffaldi et al., 2007) et des études géomorphologiques (Gillijns et al., 2005 ; Vanwallegem et al., 2006b).

La publication la plus récente est celle d'ETIENNE qui a soutenu en 2011 une thèse de l'Université de Nancy I : **les mardelles intra-forestières de Lorraine, origines, archives paléo environnementales, évolutions dynamiques et gestion conservatoire**. Si les conclusions sont très intéressantes sur l'évolution en fonction de différents paramètres abiotiques indépendamment de l'âge de la structure, elles relancent à nouveau le débat sur l'origine qui serait humaine et protohistorique et non pas naturelle. Toutefois l'échantillon étudié par Etienne est restreint (une dizaine de structure) et propre à un contexte géologique unique (Keuper inférieur). En ce qui concerne la trajectoire de ces structures, ils démontrent que leur évolution vers des stades de végétation très différents est liée à la fois au type de comblement (à dominante organique vs minéral) et au régime d'alimentation en eau (ruissellement vs pluviométrie directe) déterminés directement par la superficie de la mare et sa position topographique. Aussi, les structures de type mardelle tourbeuse à sphaigne avec phénomène de paludification sont toujours situées en haut de pente et de grandes superficies. A contrario, les datations au C14 montrent qu'elles n'ont pas un âge d'apparition très différent des autres types qui évoluent vers des stades marécageux « plus classiques ». Simplement le comblement de ces structures de pente ou de mi-pente est essentiellement exogène (minéral ou organo-minéral) et les eaux d'alimentation sont tamponnées par le ruissellement dans l'impluvium.

B.2.2. Habitats et végétation

P. Millarakis s'est intéressé en 1998 et 1999 à la typologie et à la gestion forestière des mardelles de la Woèvre (54-55), ainsi qu'à celles de la forêt de Madine (55). Il mentionne 128 espèces végétales inféodées aux mares dont 42 héliophytes et hydrophytes pour une cinquantaine de mardelles de Meuse et de Meurthe-et-Moselle.

D'autres inventaires naturalistes ont également été menés autour du Lac de Madine (PNRL, 2007) et le sud de la Woèvre (Ledoré, 2003). Certaines études ont également porté sur une mare ou un groupe de mares, par exemple à Assenoncourt (Ruffaldi et al, 2007) ou au Val de Gueblange (CEN Lorraine, 2011), unique individu connu de mare tourbeuse en milieu agricole de plaine. Les travaux de BARTH (2001) et d'ETIENNE (2011) contiennent aussi des **contributions majeures** à la connaissance des habitats et des espèces rencontrées sur **les mardelles forestières**.

Les premiers inventaires des mares en 2016 réalisés sur des mares nouvellement creusées ou restaurées en **milieu ouvert**, ainsi que notre propre expérience du réseau des mares lorraines permettent de compléter la liste des habitats rencontrés et les espèces les plus remarquables.

Pour les habitats (liste non exhaustive qui sera complétée et détaillée en 2017-2018) :

- Aulnaie marécageuse à *Carex elongata*,
- Marais forestier à *Lemna minor* et *Carex elongata*
- Marais à *Carex elata*
- Marais à *Carex paniculata*
- Marais à *Carex rostrata*
- Radeau tourbeux à *Thelypteris palustris*
- Marais forestier à *Glyceria fluitans* et *Lysimachia vulgaris*
- Forêt de bouleau pubescent à Sphaignes (=tourbière basse intermédiaire)
- Saulaie naine à *Salix aurita*
- Tapis de sphaignes à *S. magellanicum* & *S. angustifolium*
- Tapis de sphaignes à *S. fimbriatum*
- Chênaie-charmaie
- Nappes de lentilles d'eau
- Tapis de *Glyceria fluitans*
- Roselière basse à *Sparganium erectum*
- Roselière à *Scirpus lacustris* sous forme d'ilots
- Jonchaie de ceinture à *Juncus effusus* et *Juncus inflexus*
- Cariçaie de ceinture à *Carex vesicaria*
- Herbiers submergés à Renoncules aquatiques
- Herbiers à Potamot à feuilles flottantes (*P. natans*)
- Herbiers à Potamot à feuilles submergées (*P. berchtoldi*, *P. acutifolius*, *P. lucens*)
- Herbiers à Utriculaires (*Utricularia australis*)
- Herbier benthique à Characées

Pour les espèces patrimoniales (phanérogames et bryophytes) :

Carex limosa, *Carex curta*, *Carex echinata*, *Carex vesicaria*, *Carex rostrata*, *Carex strigosa*, *Carex elongata*, *Carex pseudocyperus*, *Eriophorum vaginatum*, *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Drosera rotundifolia* (disparue), *Potamogeton acutifolius*, *Potamogeton lucens*, *Comarum palustre*, *Thelypteris palustris*, *Betula pubescens*, *Salix aurita*, *Ulmus laevis*, *Ceratophyllum submersum*, *Lemna trisulca*, *Hippuris vulgaris*, *Ranunculus lingua*, *Stellaria palustris*, *Trapa natans*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum squarrosum*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum fimbriatum*, *Sphagnum flexuosum*, *Calliergon cordifolium*, *Riccia fluitans*.

B.2.3. Les amphibiens

Traditionnellement, l'étude des mares se cantonne au groupe des amphibiens si bien que l'intérêt de ces milieux semble bien souvent se limiter à ce taxon et à quelqu'une de ses espèces phares : Triton crêté, Triton ponctué, Rainette arboricole, Sonneur à ventre jaune... En Lorraine, la répartition et le statut de ces espèces sont aujourd'hui bien connus et leurs niveaux de menaces est correctement évalué (pré-atlas, atlas, liste rouge régionale). L'approche du milieu par ce groupe permet donc **une bonne clef d'entrée en termes de valeur ou d'importance patrimoniale** de la structure ou du réseau. Cela reste toutefois un groupe pauvre en espèces (10-12) qui ne permet pas d'appréhender le système de manière qualitative (richesse taxonomique, biodiversité de la mare, fonctions, etc.). Mais **l'avantage des amphibiens est aussi l'aspect réglementaire** car presque tous les taxons sont protégés au niveau national. **La connaissance de ce groupe reste donc indispensable en vue de garantir la préservation durable des mares et d'en éviter la destruction par comblement.**

B.2.4. Les coléoptères aquatiques

Les coléoptères présentent comme les autres insectes à métamorphose complète (holométaboles) trois stades de développement: larve, nymphe et adulte. Les coléoptères aquatiques, selon les familles, possèdent la particularité d'avoir, soit seulement un stade aquatique, soit deux (larve et adulte) pour une majorité d'espèces, sachant que les nymphes sont presque toujours terrestres vivant en bordure des eaux.

Les coléoptères ont investi tous les milieux aquatiques: marins, saumâtres, eaux douces de toute surface, de l'ornière au lac, du suintement au fleuve. Leurs mœurs sont très variées: herbivores, détritivores ou carnivores. La capacité de vol de la majorité des adultes leur permet de coloniser ou de fuir les conditions extrêmes des milieux humides (température, humidité, courant, salinité, pollution, etc.). La variabilité de leurs mœurs et de leurs habitats nous permet de les utiliser **comme indicateurs de la qualité des eaux et des milieux, soit grâce à des espèces liées à des conditions particulières du milieu soit grâce à la structure de leurs communautés.** Ces communautés de coléoptères aquatiques et les espèces qui les composent sont très sensibles aux perturbations anthropiques des zones humides stagnantes comme courantes (rectification des bordures, creusement, assèchement, dévégétalisation, barrage, digue, pollution...) sans parler de leurs réductions ou de leurs destructions.

Une autre caractéristique de ce groupe est sa grande diversité. La faune de France comprend actuellement **662 espèces de coléoptères aquatiques** réparties dans 22 familles (QUENEY, 2004) dont environ 450 sont considérées comme strictement aquatiques. Le GRECIA qui a prospecté **120 mares** en Basse-Normandie, a découvert 170 espèces **uniquement dans ce type de milieu.**

Parmi les mieux adaptés à la vie aquatique, les Gyrins qui comptent 15 espèces en France, sont des coléoptères carnassiers qui vivent souvent en bandes, tournoyant à la surface des mares, des étangs et des rivières. Les Dysticidae avec 217 espèces en France sont les carnassiers aquatiques les plus diversifiés dans les eaux aussi bien stagnantes que courantes, des marais côtiers aux mares de montagnes alpines. La plupart sont de petites tailles mais la famille compte aussi parmi les plus grands coléoptères aquatiques dans les genres *Dytiscus*, *Cybister*. Les principaux coléoptères herbivores au stade adulte sont représentés par la famille de Hydrophilidae, dont les larves sont carnassières. Cette famille est aussi bien diversifiée avec 78 espèces en France surtout représentées dans les eaux calmes riches en phanérogames aquatiques.

Gerend (2003) propose une liste de référence pour **le Luxembourg** pays voisin de la Lorraine dont la faune des coléoptères aquatiques est très similaire à notre région. Il mentionne **232 espèces réparties dans 15 familles.** 22 espèces n'ont pas été revues depuis plus de 100 ans et entre 60-70 sont considérées comme rare et/ou menacées avec très peu de localités connues.

Une **première liste de référence** (Cf. partie C.3) a été établie **en 2016** pour **la Lorraine** et comporte déjà **177 espèces** pour 10 familles. Elle est construite uniquement sur les données de présence pour le territoire lorrain (BDNat du CEN Lorraine et base personnelle de G.Jacquemin, avec pour principaux contributeurs H.Callot, R.Gerend, J.Dabry, G.Jacquemin, G.Caron, Y.Braud, C.Courte). Cette version

ne tient pas compte des espèces potentielles encore à découvrir. La faune lorraine des coléoptères aquatiques devraient se situer dans une fourchette de 200 à 250 taxa.

B.2.5. Héteroptères

D'expérience et par rapport à la richesse spécifique obtenue par ailleurs, les mares lorraines doivent pouvoir atteindre facilement 25-30 espèces aquatiques et semi-aquatiques d'Hétéroptères sur les 54 espèces connues en Lorraine (Julian Pichenot, comm.pers.). Il n'y a pas dans ce groupe d'espèces réellement patrimoniales dont les principales familles sont les Nepidae, les Corixidae, les Notonectidae, les Naucoridae ou encore la famille subaquatique des Gerridae qui vivent à la surface de l'eau. La très grande majorité des espèces sont répandues.

Il n'est pas prévu d'étudier ce groupe, ni d'échantillonner mais les espèces observées et faciles de détermination seront notées systématiquement dans le cadre des inventaires à venir.

B.2.6. Odonates

Comme pour les amphibiens, ce taxon concerne finalement peu d'espèces dans chaque structure inventoriée (10-15 en milieu ouvert et nul en forêt). D'autant qu'il est difficile pour de nombreuses espèces observées sur ou aux abords de la mare d'attribuer une réelle autochtonie à l'objet étudié en raison de la grande mobilité de certaines espèces depuis d'autres milieux environnants plus favorables (étangs, cours d'eau). Il faudrait pour cela ne se concentrer que sur les stades larvaires aquatiques et/ou les émergences et exuvies. Ici encore, ce groupe n'a que peu de valeur en tant qu'indicateur. Néanmoins **les odonates reflètent aussi l'intérêt patrimonial de la mare** avec la présence potentielle de plusieurs espèces rares ou menacées parmi *Lestes dryas*, *Lestes sponsa*, *Lestes barbarus*, *Lestes virens*, *Coenagrion scitulum*, *Ischnura pumilio*, *Sympetrum vulgatum* voire *Coenagrion pulchellum*

B.2.7. Sangsues (achètes)

La diversité des Hirudinea est peu importante comparée à d'autres groupes taxonomiques. En Europe, les sangsues sont représentées par 98 espèces réparties en 9 familles. Les Hirudinées sont réparties en quatre groupes majeurs : les Piscicolidae et Glossiphonidae, pourvues d'une trompe (= proboscis), les Hirudiniformes (genres *Haemopis*, *Hirudo*, *Limnatis*), pourvues de mâchoires et enfin les Erpobdelliformes (famille des Erpobdellidae), dont les représentants sont essentiellement carnivores. Chaque groupe possède une écologie propre. Les Piscicolidae sont typiquement parasites des poissons et se nourrissent de lymphe ou de sang. Les Glossiphonidae se comportent généralement comme des parasites (vertébrés et invertébrés) ou sont prédateurs de petites proies. Les Hirudiniformes sont principalement hématophages, parasites des vertébrés (dont l'homme). Les Erpobdelliformes sont prédateurs et avalent leur proie directement via leur pharynx, ces espèces sont davantage terrestres, vivant dans les sols humides et les berges des rivières (Sket et Trontelj, 2008). Les Branchiobdellidae sont constitués par des genres spécialisés, se comportant comme parasites ou commensaux des écrevisses.

Actuellement, la liste française comprend 40 taxons, répartis en 7 Branchiobdellida et 33 Hirundinida. La répartition de chaque espèce et parfois sa présence réelle en France restent à préciser, certaines données parfois anciennes restant à confirmer.

L'espèce phare pour les mares de Lorraine est **la Sangsue médicinale** *Hirudo medicinalis*. Cette espèce menacée fait l'objet d'une enquête nationale afin de mieux connaître sa répartition et son statut. La sangsue médicinale se rencontre dans les eaux douces de bonne qualité ; elle fréquente les mares, les étangs, les fossés, les roselières, les tourbières, les marais et les petits cours d'eau ; on la rencontre également mais plus rarement dans les sources et les eaux claires. **Une attention particulière sera portée à sa détection dans les mares** (et les étangs).

Le **déclin de l'espèce constaté depuis des décennies** est sans doute lié à plusieurs facteurs comme le ramassage à des fins médicales, l'assèchement des marais, la pollution des eaux, la modification des

pratiques agricoles, en particulier de la gestion du bétail (Felix & Van der Velde 2000 ; van Haaren & al. 2004 ; GBIF 2015). In fine, il convient de remarquer que les sangsues en général (et la sangsue médicinale en particulier) sont souvent mal prises en compte dans les inventaires naturalistes (inventaires d'espèces, inventaires d'espaces comme les ZNIEFF), dans les listes rouges, les listes d'espèces protégées etc. et qu'en conséquence elles sont assez mal connues.

B.2.8. Autres groupes

La mare abrite encore bien d'autres groupes taxonomiques dont certains très diversifiés mais la plupart peu abordables de détermination par des non spécialistes. Il faudrait cités ici les Oligochètes, les Diptères y compris les Chironomidae, les Hydrachariens, les Trichoptères, les Ephéméroptères et les Mollusques. Labat (2017) qui a échantillonné un grand nombre de mares à travers toutes la France dans le cadre d'une méthode de bioévaluation mentionne 153 taxa de diptères, 72 d'hydrachariens, 38 d'oligochètes, 35 de trichoptères, 19 de mollusques et 16 d'éphémères.

C – Bilan 2016

C.1. Tests, adaptation et développement de protocoles

C.1.1. Habitats

Croquis et variables abiotiques

Pour chaque mare étudiée, il est proposé de prendre une photographie complétée par un croquis orienté et la description d'un certain nombre de variables abiotiques et morphologiques utiles à la caractérisation comme la taille, la forme, la température, le pH, la conductivité, la profondeur le jour de la visite, la profondeur maximale évaluée, l'ombrage et l'embroussaillement des abords, la physionomie des berges, un indice de la turbidité, le régime hydrologique, la topographie, etc. Toutes ces données sont consignées dans une fiche standardisée sur le modèle de la fiche IcoCAM (cf. Annexe).

Cette étape est essentielle pour illustrer la grande variabilité du milieu « mare » et faire éventuellement le lien ultérieurement entre des enjeux biologiques et des paramètres de variables abiotiques.

Type de relevés de végétation

Face à la complexité du milieu mare où des végétations très différentes s'expriment, s'imbriquent sur une petite superficie et dans un espace à 3 dimensions (qui englobe la hauteur de la lame d'eau et ses hydrophytes submergés), il n'est pas possible d'utiliser un seul relevé phytosociologique afin de décrire le milieu observé. En effet la végétation n'est pas homogène, c'est en général une mosaïque composée de plusieurs peuplements homogènes allant parfois jusqu'à plus de 10 unités et dont certaines très petites.

Nous avons donc retenu au moins **trois méthodes** qui paraissent adaptées à l'inventaire de ce type de milieu et seront testées en 2017 et 2018 :

- **l'inventaire exhaustif** simple de la végétation de la mare qui donnera un aperçu de la variété de la flore rencontrée dans ce type de milieux à vaste échelle (Lorraine) ;
- un **relevé phytosociologique par strates** qui considère la mare comme l'objet dans sa globalité avec autant de relevés que de communautés végétales identifiées depuis les végétations de bordure jusqu'aux herbiers flottants et submergés sous-jacents. La représentation de chaque communauté est décrite en pourcentage de la superficie totale de la mare ;
- enfin une méthode beaucoup plus chronophage qui permet une représentation détaillée de la disposition des éléments de végétation, de leur transition, de la modification de la végétation suivant certains gradients (Méthode de Konold & Kohler, 1986). Elle est basée sur des **transects de végétation selon un ou deux axes** (transversal et/ou longitudinal) avec un quadrat rectangulaire de végétation de 2 m² le long d'une ligne graduée tous les 2 m (et donc 1 m perpendiculaire à la ligne).

A minima **chaque mare visitée devrait faire l'objet d'un inventaire de la végétation**, ce que nous avons commencé à faire en 2016 sur les mares nouvellement creusées.

Les relevés doivent servir à recenser tous les types de communautés rencontrés dans les mares et repérés sur le terrain. Le choix des mares caractérisées par des relevés n'est donc pas statistiquement représentatif. En effet pour des unités de végétation rares ou très rares, il faudra étudier toutes les mares connues alors que pour des unités très courantes (par ex ; les tapis à *Glyceria fluitans*), il ne sera

pas possible ni utile d'étudier toutes les mares concernées. Les résultats auront donc avant tout une valeur qualitative et informative et non quantitative.

La méthode des transects selon plusieurs axes est à réserver à l'étude des structures les plus originales ou les plus remarquables que l'on puisse rencontrer, du type par exemple de la mare tourbeuse du Val-de-Guéblange.

C.1.2. Odonates

Règles générales

Noter les conditions météorologiques : de très favorable, favorable, moyen à médiocre. Eviter de réaliser l'inventaire dans les conditions moyennes à médiocre et ne pas commencer avant 10h30 / 11h00, même par beau temps, pour ne pas rater des espèces. Rechercher les conditions optimales pour réaliser un relevé : beau temps, peu de vent, entre 11h et 17h.

Principe

Pour le suivi, chaque mare est considérée comme un point d'observation. 3 passages sont réalisés dans la saison avec un espacement entre 2 passages sur la même mare d'une période de 20 jours minimum :

- le 1^{er} passage entre le 15 mai et le 15 juin
- le 2^{ème} passage entre le 15 juin et le 31 juillet
- le 3^{ème} passage entre le 1 août et le 15 septembre

Pour chaque passage la durée d'investigation est de 15-20 minutes minimum avec le tour complet de la mare et ses abords immédiats, prairies, haies, buissons et arbres proches (dans un rayon de 10-15 mètres). La détermination des différentes espèces présentes se fait avec capture au filet ou aux jumelles. Tous les indices de reproduction sur la mare (les émergences, les accouplements, les pontes et les comportements territoriaux des mâles) sont rapportés.

Pour toutes les espèces, les effectifs observés sont rapportés. Les indices d'abondance sont basés sur le programme INVOD (DOMMANGET, 2002). Nous indiquons soit le nombre exact d'individus observés avec des chiffres arabes, soit leur estimation avec des chiffres romains selon différentes classes (Cf. Tableau ci-après) :

Classes	Estimation
I	1 individu
II	de 2 à 10 individus
III	de 11 à 50 individus
IV	de 51 à 100 individus
V	plus de 100 individus

Les indices correspondent au nombre minimal d'individus observés, en aucun cas à une estimation de la population.

L'inventaire est conduit même en cas d'assèchement total de la mare. Un certain nombre d'espèces pondent en lâchant leurs œufs au-dessus des végétations exondées en été (diapause de l'œuf), cas des *Sympetrum*, de certaines Aeshne (*A. affinis*), de certaines Lestes (*virens*, *barbarus*).

Une fois les 15 minutes passées, les exuvies sont recherchées dans les herbiers aux abords de la mare (détermination au bureau sous binoculaire). Cette technique est utile pour détecter les Anisoptères que l'on ne voit pas forcément au bord de la mare par exemple les Aeshnes (*A. mixta*, *A. affinis*, *A. cyanea*) qui se dispersent rapidement après l'émergence. Elle est beaucoup moins nécessaire pour

les zygoptères dont l'autochtonie est souvent démontrée par les adultes : accouplement, pontes en tandem et qui s'éloignent généralement peu de leur lieu d'origine. Il est prévu ici de passer le temps nécessaire en rapport avec la taille de la mare.

C.1.3. Coléoptères aquatiques et IcoCAM

Annexe 1 : Fiche de protocole IcoCAM (à ne pas diffuser)

Annexe 2 : Fiche d'échantillonnage de terrain IcoCAM

Le Groupe d'études des invertébrés armoricains (GRETIA) et l'UMR Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques (MNHN) ont développé **un indicateur visant à évaluer les potentialités biologiques des mares** sur la base de la prise en compte **des cortèges de coléoptères aquatiques**. Cet indicateur a été élaboré suite à un programme d'échantillonnage réalisé entre 2010 et 2014 sur 124 mares de Basse-Normandie et suivant un protocole de terrain standardisé. Cet inventaire a permis l'élaboration d'un référentiel servant de base au développement de l'indicateur composite Coléoptères aquatiques des mares « IcoCAM ». Il s'agit d'un indicateur constitué de quatre indices spécifiques basés sur l'analyse qualitative du cortège de coléoptères aquatiques issus du référentiel constitué suite à la phase d'inventaire. Cet indicateur doit notamment permettre aux gestionnaires d'espaces naturels d'apporter des informations sur le potentiel biologique de leurs mares via une approche novatrice permettant une hiérarchisation plus fine des mares.

A la demande du CEN Lorraine, le GRETIA a réalisé **une formation** d'une journée et demie pour la prise en main de l'IcoCAM et le test de cette méthode d'évaluation à partir :

- d'une initiation in situ sur quatre mares à Lachaussée au **protocole d'échantillonnage de terrain** ;
- une séance en salle pour présenter les principes et l'utilisation de l'indicateur avec un focus sur l'élaboration des indices.

Cette formation a réuni 7 salariés du CEN Lorraine ainsi que 3 collègues de régions voisines (CEN Champagne-Ardenne, Bourgogne et Franche-Comté) et a été complétée par une demi-journée de détermination en salle.

C.1.4. Développement d'une méthode de bio-indication

Annexe 3: *A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds*

En 2016, le **CEN Lorraine a été partenaire du projet de bio-indication des mares** et étangs français ("**BIOME**") porté par **Aquabio (F.Labat)** qui a donné lieu à **une 1ère production** publiée dans une revue internationale, et intitulée "A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds".

Nous proposons ici un résumé de cette publication (Cf. Annexe 3 pour le renvoi aux figures):

Ce travail préliminaire repose sur l'analyse de 46 sites (dont 4 sites du CEN Lorraine) répartis dans des contextes très variés et constitue une phase indispensable afin de (1) obtenir l'image la plus fiable possible de la richesse en invertébrés d'un plan d'eau, (2) trouver un juste équilibre entre un niveau d'identification des invertébrés atteignable en routine - et à moindre coût- par des hydrobiologistes "standards" ou des gestionnaires d'espaces naturels préalablement formés et un suivi robuste de la biodiversité (3) conserver un niveau d'identification suffisamment fin pour développer des outils de bioindication précis, notamment fonctionnels basés par exemple sur les traits biologiques ou écologiques et (4) finir d'optimiser la méthode d'échantillonnage des invertébrés en mettant en concordance le niveau d'identification sélectionné et le nombre d'échantillons nécessaires pour obtenir

une image représentative de la richesse en invertébrés d'un plan d'eau et plus largement de la communauté invertébrés en place.

Sur ces 46 sites, 606 taxa invertébrés ont été identifiés au niveau maximal permis par la littérature existante, et ce quel que soit les groupes (cela correspond à un travail d'identification reposant sur plus de 2000 ouvrages de taxonomie).

Dans ce travail, a été comparé l'efficacité de 3 grands types d'indicateur de biodiversité : (1) différents groupes faunistiques cible (par exemple les odonates), (2) des cocktails de plusieurs groupes (par exemple Trichoptères-Odonates-Coléoptères), (3) une approche plus holistique (tous les taxons identifiés à un niveau raisonnable pour être reproductible et peu coûteux).

Les résultats montrent (tableau 1) que les groupes les plus diversifiés sont les Diptères (25% de la richesse totale), les Coléoptères (25%) et les Hydracariens (12%). Diptères et Hydracariens sont 2 groupes qui ont été systématiquement négligés dans les études antérieures de bioindication de mares et étangs en Europe.

La figure 1 illustre la corrélation entre richesse totale et différents indicateurs (de nombreux autres ont été testés). La méthode (approche holistique) est plus performante que toutes les méthodes testées, avec une corrélation quasi parfaite.

La figure 2 illustre les incertitudes que peuvent parfois cacher des corrélations considérées comme élevées. On peut constater que seule notre méthode permet d'obtenir une image vraiment fiable de la richesse totale, ce quel que soit le contexte. En effet, face à certains types de pression ou à des spécificités morphologiques, il existe des phénomènes "compensatoires", qui provoquent le remplacement de certains groupes faunistiques par d'autres. Suivre un seul groupe peut donc entraîner une forte sous ou sur estimation de la richesse totale. A noter que les résultats obtenus pour la méthode suisse (IBEM, un cocktail Odonates-Gastéropodes-Coléoptères) sont à considérer avec précaution car les odonates ont été identifiés à l'état larvaire dans le cadre du projet « Biome », alors qu'ils sont identifiés à l'état adulte dans la méthode IBEM. Les résultats obtenus pour les Coléoptères sont probablement "surestimés", car les méthodes existantes se basent en général sur une identification des adultes uniquement, hors ici les larves ont également été identifiées, et j'ai pu constater que ne pas prendre en compte ces larves pouvait faire rater 15 à 50% de la richesse en coléoptères.

La figure 3 illustre les inter-corrélations entre différents groupes : cela permet notamment de s'assurer que gérer un milieu en fonction d'un groupe indicateur ne se fait pas potentiellement au détriment des autres. Là encore, la méthode holistique permet d'obtenir les meilleurs résultats.

Enfin la figure 4 permet de vérifier quelle pression d'échantillonnage est nécessaire selon les groupes indicateurs sélectionnés. Cette figure illustre que quel que soit le groupe choisi, la pression d'échantillonnage doit rester la même, donc que, hormis le temps passé au laboratoire à extraire, identifier et compter la faune (pas pris en compte ici, lors de cette phase), l'intérêt de ne sélectionner qu'un groupe ou un cocktail limité de groupes ne permet pas de gain économique.

La limite à l'approche holistique est qu'elle est purement quantitative (une forte diversité ne garantit pas forcément de son importance patrimoniale), et sans "référence", ne peut être exploitée que dans le cadre de monitoring.

Il est prévu dans la suite du projet de tenter de développer un système permettant de définir un écart à un optimum, ainsi que des indicateurs plus qualitatifs...

C.2. Inventaire des mares nouvelles créées sur les sites CEN Lorraine

C.2.1. Bilan des mares nouvelles inventoriées

Les mares nouvellement creusées sont réparties dans les sites CEN comme rapporté dans le tableau 1 ci-dessous. Dès la première année après travaux, un inventaire de suivi de la colonisation a été mis en place sur les habitats et la végétation, les amphibiens et les odonates. Une mare de Lachaussée a également fait l'objet d'un test du protocole IcoCAM sur les coléoptères.

Tronçon :	Lorraine
Nombre total de mares visités	41
RNR d'Amel-Senon (55)	3
Prairies de Billy-sous-Mangiennes (55)	3
Etang et prairies de Bischwald (57)	10
Marais de Vahl	1
Canal des Salines à Insviller	1
Etang de la Perche	3
Etang de Grand Maufaucou	2
Etang de Doncourt	2
RNR de Lachaussée	3
RNR de Velving-Téterchen	8
Marais de Hombourg-Budange	1
Marais de Laumesfeld	1
Prairies d'Allamps	1

Tableau 1 : Détail du nombre de mares creusées par site avec étude de la recolonisation

Un tableau de bord afin d'optimiser les campagnes de terrain en fonction des zones géographiques à étudier a été mis au point avec la participation de différents salariés du CEN. Des personnes ressources en lien avec leur proximité avec les sites et leurs compétences naturalistes ont été identifiées.

C.2.2. Quelques résultats bruts

Habitats et végétation

Les mares creusées sont des milieux pionniers qui sont encore peu ou pas colonisés par la végétation la première année d'autant plus si la mise en eau a été longue après la date de création (parfois immédiate mais pouvant aller de quelques jours à plusieurs mois suivant le contexte édaphique et hydrologique). Quand elles ne sont pas suffisamment profondes ou encore suffisamment stabilisées (colmatage du fond), elles subissent par ailleurs un battement très important allant jusqu'à l'assèchement total au cours de l'année, ce qui nuit à l'installation de communautés végétales homogènes (trop forte perturbation). Dans ces conditions, le peuplement le plus remarquable ayant été observé en 2016 est un herbier benthique à *Chara vulgaris* (Montfaucon, Doncourt-aux-templiers), habitat d'intérêt communautaire. Sinon, la plupart du temps, les mares visitées étaient encore dépourvues de végétations caractéristiques des milieux lenticules à l'exception des mares restaurées (réouverture des abords) mais que l'on ne peut pas qualifier de nouvelles.

Odonates

En 2016, 26 espèces de libellules ont été contactées sur les mares creusées par le CEN Lorraine et leurs abords immédiats (Cf. Tableau 2). Cette richesse relativement élevée est à pondérer par le fait que la diversité maximale obtenue n'est seulement que de 8 espèces sur une mare de la RNR de Velving et que certaines espèces ne se reproduisent pas dans les mares mais proviennent de milieux proches ou environnants comme les étangs ou des cours d'eau (*Calopteryx splendens*, *Coenagrion mercuriale*, *Platycnemis pennipes*).

Famille	Nom scientifique	Dét. ZNIEFF	LRN des Odonates
Calopterygidae	<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	/	LC
Lestidae	<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	3	LC
Lestidae	<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	/	VU
Coenagrionidae	<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	3	LC
Coenagrionidae	<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	/	LC
Coenagrionidae	<i>Pyrrosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	/	LC
Platycnemididae	<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	/	LC
Aeshnidae	<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	/	LC
Aeshnidae	<i>Aeshna cyanea</i> (Mueller, 1764)	/	LC
Aeshnidae	<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	/	LC
Aeshnidae	<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	/	LC
Aeshnidae	<i>Brachytron pratense</i> (Mueller, 1764)	/	LC
Corduliidae	<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	/	LC
Libellulidae	<i>Crocothemis erythraea</i> (Brulle, 1832)	/	LC
Libellulidae	<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	/	LC
Libellulidae	<i>Libellula fulva</i> Mueller, 1764	/	LC
Libellulidae	<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	/	LC
Libellulidae	<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	/	LC
Libellulidae	<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	/	LC
Libellulidae	<i>Sympetrum sanguineum</i> (Mueller, 1764)	/	LC
Libellulidae	<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	/	LC

Tableau 2 : Liste des espèces de libellules contactées sur les mares en 2016 avec statut de menace

Coléoptères

Quelques espèces observées sur les mares en 2016 ; *Gyrinus substriatus*, *Hydaticus transversalis*, *Dysticus marginalis*, *Cybister lateralimarginalis*, *Colymbetes fuscus*, *Rhantus frontalis*, *Rhantus suturellus*, *Suphrodytes figuratus*, *Agabus bipistulatus*, *Hygrotus decoratus*, *Hygrotus impressopunctatus*, *Noterus crassicornis*, *Hygrobia hermannii*, *Hydrophilus piceus*, *Hydrochara caraboides*. De nombreuses autres espèces échantillonnées sont encore en cours de détermination.

C.3. Constitution d'un référentiel taxonomique pour les coléoptères aquatiques des mares

Annexe 4 : Pré-liste de référence des coléoptères aquatiques de Lorraine

A la suite de la découverte et de l'initiation à l'ICoCam, il a été décidé de construire un référentiel taxonomique des espèces présentes dans les mares lorraines, préalable indispensable à la mise en œuvre d'un tel outil.

En l'état actuel du travail, ce référentiel prend la forme **d'une liste de référence** des espèces présentes (ou disparues) de Lorraine à laquelle il manque encore un certain nombre d'espèces potentielles. Il est comparé avec les listes et catalogues des pays ou régions voisines (Alsace et Luxembourg en particulier). L'objectif est de faire évoluer cette liste vers **un catalogue** incluant toutes les stations connues à partir de la BDNat du CEN Lorraine, de la base personnelle de G.Jacquemin et des données à venir dans le cadre des inventaires du programme mares pour à terme pouvoir évaluer le statut de rareté et la répartition de toutes les espèces. Le travail de catalogue déjà commencé pourrait aboutir fin 2018. Pour 2016, il est simplement possible de proposer la liste de référence la plus aboutie encore susceptible d'évolution (Cf. Annexe 4). Au total 177 espèces de coléoptères sont déjà connues dans l'aire géographique considérée. Les espèces en rouge dans le tableau de l'annexe 4 sont des espèces que l'on peut d'ores-et-déjà présumer rares ou menacées en Lorraine en particulier au regard des listes et catalogues des pays voisins (Belgique [Dopagne], Lux [Gerend, 2003]).

Les espèces connues de Lorraine se répartissent dans 10 familles de la manière suivante :

Famille	Nombre de taxons connus
Gyrinidae	3
Haliplidae	15
Noteridae	2
Hygrobidae	1
Dysticidae	66
Hydrophilidae	68
Hydranidae	9
Elmidae	6
Dryopidae	1
Scirtidae	6
Total	177

Ce travail pourrait être très utile dans des projets d'inventaire par **méthode ANDe** pour rechercher dans les catalogues en ligne existants (http://www.boldsystems.org/index.php/Taxbrowser_Taxonpage?taxid=80459), si les espèces lorraines sont toutes disponibles en barcoding et commander les séquences correspondantes pour mener des campagnes d'échantillonnage. Cette technique pourrait permettre un gain considérable en limitant l'effort de temps de détermination très important dans l'application de protocoles de bio-évaluation du type de l'ICoCAM.

D – Perspectives

Cette première année de mise en place du Suivi Ecologique Mares permet de dégager les principales pistes de travail pour les années à venir (2017-2018). Elles devraient déboucher sur les actions de connaissance suivantes (liste non exhaustive) :

- la réalisation d'un référentiel des habitats (unités de végétation) rencontrés sur les mares de Lorraine à partir de relevés de végétation ciblés sur un échantillon de structures/mares abritant toute la gamme des habitats potentiellement présents dans ce type de milieu ;
- la constitution de la liste la plus exhaustive possible de la flore des mares de Lorraine avec statuts et/ou occurrence ;
- la description détaillée des plus belles structures rencontrées en Lorraine à partir de transects de végétation le long d'axes longitudinaux et transversaux ;
- la réalisation d'un catalogue des coléoptères aquatiques de Lorraine à partir des bases de données déjà existantes mais aussi alimenté par des données nouvelles de terrain (2017-2018) ;
- la présentation du cortège d'odonates caractéristiques des mares de Lorraine à partir de l'occurrence des couples de taxons les plus fréquemment rencontrés ;
- la production d'une carte de distribution de l'espèce *Hirudo medicinalis* en Lorraine ou a minima un répertoire des stations découvertes avec transmission au coordinateur de l'enquête nationale ;
- le recensement, la localisation, l'inventaire et la description de toutes les mardelles tourbeuses de Lorraine (forêt d'Hémilly, Bischwald-Frémestroff, Romersberg, Sierck, Puttelage-aux-Lacs) avec des prescriptions quant à garantir leur préservation.

Dans le cadre du futur PRAM Grand Est, un projet de partenariat avec l'université de Metz (LIEC – Vincent Robin) sur la Distribution Spatio-Temporelle des Mares de Lorraine est en cours de construction.

Sur la base de l'inventaire mares/mardelles du CEN de Lorraine, il est proposé une étude de la distribution spatiale et temporelle des mares et mardelles du plateau Lorrain en dehors du contexte géologique du Keuper Inférieur déjà étudié par Etienne (2011) afin de mieux comprendre les mécanismes de mise en place et le développement de ces milieux, pour mieux contextualiser leur conservation biologique et / ou leur restauration écologique avec :

1) une caractérisation du/des patron(s) de distribution spatiale des mare/mardelles par l'analyse sur SIG pour par exemple la mise en évidence de groupe de sites (cluster) selon la forme, la taille, la végétation, la profondeur, l'état fonctionnel, la topographie, etc.

2) une caractérisation du/des patron(s) chronologique de mise en place des niveaux minéraux et organiques constituant les socles sédimentaires des mares/mardelles, par carottages d'un certain nombre de structures avec une description stratigraphique des carottes et datations radiocarbone.

Bibliographie

BISSARDON M. et GUIBAL L., 1997 - CORINE Biotores (Version originale). Types d'habitats français, Engref, ATEN, 175 p.

BARTH B., SCHNEIDER C., SCHNEIDER T., DORDA D., EISINGER D., DIDION A. et ROYAR H., 2001. Les mardelles en Sarre et en Lorraine. O.N.F. (Eds), Direction Régionale de Lorraine, Nancy, 188 p.

DELAFOSSÉ W., 1948. De l'origine des Mardelles de Lorraine. Extrait des Mémoires de l'Académie Nationale de Metz, 11 (17) : 1-23.

ETIENNE V., 2011. Les mardelles intra-forestières de Lorraine. Origines, archives paléo-environnementales, évolutions dynamiques et gestion conservatoire, Université de Nancy I, INRA, 265 p.

GRISVARD P., 2010. Faisabilité de création de mares sur les sites gérés par le CREN Lorraine. Rapport M2 Ecoingénierie des zones humides et biodiversité, 150p.

MILLARAKIS P., 2001. Typologie et gestion des mardelles forestières de la Woëvre (Meuse). Revue Forestière Française, 51 : 343-345.

MULLER S., 2006 – Les plantes protégées de Lorraine. Distribution, écologie, conservation. *Biotope, Mèze*, (Collection Parthénope), 376 p.

NOËL P., 2015. La sangsue médicinale *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758. in Muséum national d'Histoire naturelle [Ed]. 20 mai 2015. Inventaire national du Patrimoine naturel, site web, pp. 1-8 ; <http://inpn.mnhn.fr>

POIRAUD A., 2003. Les mardelles de la Woëvre, approche géomorphologique et hydrologique, mémoire de maîtrise de géographie physique, Université de Nancy 2, 147 p.

SCHER O., 2008. The French pondscape, state of the art. 3rd European pond conservation workshop, Valancia. Spain. 14-16 th may 2008.

VUILLAUME M., 2013. Mission de préfiguration d'un programme mare à l'échelle de la Lorraine, CEN Lorraine, Université de Lorraine, 49 p.

Matérialisation d'interdiction d'accès à la parcelle (*panneau, grillage ...*) : oui non

Distance de la voie publique la plus proche (*approximation*) : mètres

Usage principal de la mare (*plusieurs choix possibles*) : abreuvement direct ; abreuvement indirect ; collecte ruissellement ;

incendie ; pêche ; chasse ; ornemental ; biodiversité/patrimoine ; abandonné ; pédagogique ; ne sais pas

Contexte foncier : public ; privé ; ne sais pas

Surpiétinement des abords : intense et total localisé faible à nul

Conditions d'accès à la pièce d'eau pour l'échantillonnage : facile ; moyenne ; difficile ; quasi-impossible (*préciser*) :

.....

Information sur la gestion et historique de la pièce d'eau :

.....

.....

Indésirables : aucun ; branchages / tonte ; déchets ; remblais ; autres

.....

Espèces invasives : ne sais pas ; non ; oui (*préciser*) :

Poisson : ne sais pas ; non ; oui (*préciser*) :

Amphibiens : ne sais pas ; non ; oui (*préciser*) :

Coléoptères aquatiques non collectés (grandes espèces déterminables sur le terrain) :

.....

Invertébrés (autres que coléoptères aquatiques) :

.....

Espèces végétales remarquables :

.....

Densité relative en invertébrés (*estimation subjective après échantillonnage*) :

très faible ; faible ; moyenne ; élevée ; très élevée

Calcul du temps d'échantillonnage (à faire à l'aide du tableau ci-contre)

1. Remplissez le tableau :

Taille de la mare (*en date de la prospection*) =

TEG (*Temps d'échantillonnage global ; cf grille*), en minute =

RSA (*Représentativité du compartiment A en % surface de la pièce d'eau*) =

TEA (*Temps échantillonnage A*), en minute et seconde = $1/3 \text{ TEG} = \pm$

RSB (*Représentativité du compartiment B en % surface de la pièce d'eau*) =

TEB (*Temps échantillonnage B*), en minute et seconde = $2/3 \text{ TEG} = \pm$

Ex : la pièce d'eau à étudier fait 1650 m² de surface. Le compartiment A occupe 20% de la mare et le B occupe donc 80%. La grille propose un échantillonnage de 10 minutes, donc TEG = 10. Le temps d'échantillonnage pour A sera du tiers, soit environ 3 minutes et 30 secondes ; et pour B, 6 minutes et 30 secondes.

2. Reporter ensuite ces valeurs dans le tableau :

Col 1 correspond au pourcentage réel de chaque mésohabitat dans la pièce d'eau (compartiments A et B compris)
Ex : le compartiment A représente 20% de la surface de la mare (RSA), au sein duquel A1a2 représente 5% et A3c1 représente 15% ; le compartiment B (RSB) représente 80% de la pièce d'eau avec 70% de B2d et 10% de B3b

Col2 correspond au pourcentage de chaque mésohabitat reporté à une valeur de 100 de chaque compartiment respectif dans la pièce d'eau (compartiments A et B compris)
Ex : le compartiment A est reporté à 100%, donc A1a2 représente 25% et A3c1 représente 75% ; l e compartiment B est également reporté à 100% donc B2d représente environ 88% et B3b 12%

Col3 correspond au report du temps d'échantillonnage pour chaque mésohabitat en rapport avec Col2 (minute et seconde)
Ex : ainsi pour A, il faudra effectuer 25% du temps attribué pour A1a2, soit 25% de 3 minutes 30 secondes, soit 52 secondes environ et pour A3c1, 75% du temps attribué soit environ 2 minutes et 38 secondes. Idem pour B.

		Col1 %	Col2 %	Col3 Tps (min/sec)
A	A. Mésohabitats du compartiment aquatique (2 m à 30 cm de profondeur)	RSA	100	TEA
A1	1. Hydrophytes			
A1a	a. Submergés			
A1a1	feuilles laciniées (ex : <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Utricularia</i> sp., <i>Ceratophyllum</i> sp., <i>Ranunculus</i> sp.)			
A1a2	feuilles filiformes (ex : <i>Potamogeton pusillus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>)			
A1a3	larges feuilles entières (ex : <i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. perfoliatus</i>)			
A1a4	petites feuilles entières (ex : <i>Elodea</i> sp.)			
A1a5	<i>Characeae</i>			
A1b	b. Feuilles flottantes			
A1b1	larges feuilles (ex : nénuphars, <i>Trappa natans</i> , <i>Hydrocharis</i> sp., <i>Potamogeton natans</i> , <i>Polygonum</i> sp.)			
A1b2	petites feuilles (ex : <i>Lemnaceae</i>)			
A1b3	c. Mousses et sphaignes			
A1b4	d. Algues			
A1b5	e. Autres hydrophytes (ex : <i>Menyanthes trifoliata</i>)			
A1X	x. Végétation hydrophyte fortement imbriquée ou indéterminée			
A2	2. Hélophytes			
A2a	a. Roselières (ex : <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha</i> sp.)			
A2b	b. Grands Scirpes (ex : <i>Scirpus lacustris</i>)			
A2c	c. Cariçaies (ex : <i>Carex elata</i>)			
A2d	d. Petits hélophytes (ex : <i>Alisma</i> sp., <i>Equisetum</i> sp., <i>Eleocharis</i> sp., petits <i>Scirpus</i> sp., <i>Juncus</i> sp.)			
A2e	e. Autres hélophytes (ex : <i>Glyceria</i> sp.)			
A2X	x. Végétation hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée			
A3	3. Autres habitats			
A3a	a. Accumulation de particules de matière organique de grande taille (ex : feuilles mortes, débris végétaux...)			
A3b	b. Fond sur sédiments organiques fins (ex : vases et terres dénudées)			
A3c	c. Fond sur substrat minéral			
A3c1	meuble (ex : sables, graviers)			
A3c2	solide (ex : cailloux, blocs...)			
A3c3	artificiel (ex : dalle béton, etc.)			
A3d	d. Racines de ligneux			
A3e	e. Autres			
B	B. Mésohabitats de l'interface eau-terre (de 30 cm de profondeur à la rive)	RSB	100	TEB
B1	1. Hydrophytes			
B1a	a. Submergés (tous types)			
B1b	b. Feuilles flottantes (tous types)			
B1c	c. Mousses et sphaignes			
B1d	d. Algues			
B1X	x. Végétation hydrophyte fortement imbriquée ou indéterminée			
B2	2. Hélophytes			
B2a	a. Roselières (ex : <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha</i> sp.)			
B2b	b. Grands Scirpes (ex : <i>Scirpus lacustris</i>)			
B2c	c. Cariçaies (Cex : <i>arex elata</i>)			
B2d	d. Petits hélophytes (ex : <i>Alisma</i> sp., <i>Equisetum</i> sp., <i>Eleocharis</i> sp., petits <i>Scirpus</i> sp., <i>Juncus</i> sp.)			
B2e	e. Autres hélophytes (ex : <i>Glyceria</i> sp.)			
B2X	x. Végétation hélophyte fortement imbriquée ou indéterminée			
B3	3. Autres habitats			
B3a	a. Accumulation de particules de matière organique de grande taille (ex : feuilles mortes, débris végétaux...)			
B3b	b. Fond et/ou rive, sur sédiments organiques fins (ex : vases et terres dénudées)			
B3c	c. Fond et/ou rive, sur substrat minéral			
B3c1	meuble (ex : sables, graviers)			
B3c2	solide (ex : cailloux, blocs...)			
B3c3	artificiel (ex : dalle béton, mur maçonné, etc.)			
B3d	d. Racines de ligneux			
B3e	e. Autres			

L'IcoCAM est un indicateur composite, constitué de quatre indices spécifiques. L'utilisation de plusieurs indicateurs permet d'analyser de manière complémentaire les différentes facettes de la biodiversité des mares. Les données d'échantillonnage sont transformées sous forme d'un tableau unique de présence/absence d'espèces par sites (approche qualitative). Les calculs des 4 indices, de l'indicateur final, ainsi que leur représentation graphique sont réalisés à partir d'un script élaboré sur le logiciel « R ».

L'Indice de rareté relative « Irr » (Leroy & al., 2012, 2013), intègre une approche multi-échelle de l'occurrence des espèces. Il se situe à 3 niveaux : régional (référentiel des mares étudiées), national (répartition française en 7 zones biogéographiques ; source : Queney, 2011), international (répartition européenne ; source : Fauna Europaea). Les espèces sont alors classées en fonction de leur rareté relative aux trois échelles. L'Irr nous renseigne sur la vulnérabilité des espèces à l'extinction, critère de conservation primordial.

La richesse fonctionnelle « FRic » (Villéger & al., 2008) est basée sur la prise en compte de 4 traits de vie proposés au niveau générique (Tachet & al., 2010) : Type de nourriture, Mode d'alimentation, Microhabitats préférés, Taille. La richesse fonctionnelle nous renseigne sur la complexité du fonctionnement de la mare via la diversité des traits de vie des genres de coléoptères aquatiques présents.

L'Indice de spécialisation des communautés « CSI » (Julliard & al., 2006) est basé sur l'analyse du référentiel des sites étudiés. La typologie actuelle reste élémentaire (littoral, boisements et landes, prairies, etc.) et devrait être améliorée. Le CSI nous renseigne sur les espèces spécialistes, plus sensibles aux perturbations du milieu.

La richesse spécifique correspond au nombre global d'espèce sur la mare. Il s'agit d'une mesure basique de biodiversité. Elle doit être associée à d'autres critères afin de ne pas être surcotée, certains sites hébergeant peu d'espèces mais parfois plus rares et/ou spécialisées.

Les 4 indices qui composent l'IcoCAM sont représentés dans l'espace par un graphique radar (répartition en 5 classes). Plus le graphique est déployé sur chaque axe, plus la mare présente un bon potentiel biologique. La mare étudiée est comparée aux mares « extrêmes » du référentiel (plus faible et plus fort potentiel). Un deuxième graphique en barre présente le classement final par le calcul de l'IcoCAM (agrégation des 4 indices avec un poids plus important attribué à l'Irr, critère primordial de conservation), donnant une évaluation globale de la mare au sein du référentiel.

Comment utiliser l'IcoCAM ?

Cet indicateur a été élaboré pour aider les gestionnaires d'espaces naturels à affiner l'évaluation du potentiel biologique des mares de leur territoire en les comparant au sein d'un référentiel global. Il permet de les hiérarchiser entre elles, d'identifier des enjeux de conservation non uniquement associés aux amphibiens. Il peut permettre d'adapter les interventions de gestion envisagées (priorisation des sites d'intervention, suivi de création de mares, etc.). Il peut être répété dans le temps et considéré à l'échelle d'un réseau de mares.

Références bibliographiques :

Indermuehle N., Angélibert S. & Oertli B., 2000 - *IBEM : Indice de Biodiversité des Etangs et des Mares. Manuel d'utilisation.* Ecole d'ingénieurs HES de Lullier, Genève. 33 pp.
 Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D. 2006 - Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. - *Ecol. Lett.* 9: 1237-44.
 Leroy B., Pétillon J., Gallon R., Canard A. & Ysnel F., 2012 - Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points. - *Insect Conserv. Divers.* 5: 159-168.
 Leroy B., Canard A. & Ysnel F., 2013 - Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa. - *Divers. Distrib.* 19: 794-803.
 Picard L. & Leroy B., 2015 - *Inventaire des coléoptères aquatiques des mares de Basse-Normandie en vue de l'application d'un indice biologique.* Rapport de synthèse 2011-2014. Rapport GREZIA pour le Conseil régional de Basse-Normandie, les Conseils généraux du Calvados, de la Manche et de l'Orne, et l'Agence de l'eau Seine-Normandie. 103 pp. + annexes.
 Queney P., 2004 (mise à jour 2011) - Liste taxonomique des Coléoptère "aquatiques" de la faune de France. *Le Coléoptériste*, 7 (3) supplément : 39 pp.
 Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2010 - *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie.* CNRS Editions : 607 pp.
 Villéger S. & al. 2008 - New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. - *Ecology* 89: 2290-2301.



Ne pas diffuser/ doc de travail



Protocole IcoCAM Indicateur composite Coléoptères Aquatiques des Mares

Défini sur la base d'un échantillonnage de terrain standardisé et de la constitution d'un référentiel régional, l'IcoCAM vise à évaluer les potentialités biologiques des mares via l'analyse qualitative des cortèges de coléoptères aquatiques.

Les mares présentent un fort intérêt hydrologique et fonctionnel, écologique et pédagogique. Elles subissent actuellement de nombreuses dégradations. Leur prise en compte en termes d'enjeux de conservation est presque exclusivement orientée sur l'étude des amphibiens. Cette approche reste limitée en raison du faible nombre de taxons.

Pour orienter les priorités de gestion de toutes les mares, il faut procéder à une analyse plus fine de leurs potentialités biologiques. Les coléoptères aquatiques réunissent les critères définissant les taxons indicateurs : une taxonomie stable, une biologie suffisamment connue, des populations qui peuvent être suivies, un groupe diversifié d'espèces occupant une large gamme d'habitats et une vaste aire de distribution, une spécialisation de chaque population au sein d'habitats restreints.

Sous l'impulsion du Conservatoire des espaces naturels de Basse-Normandie, le GREZIA a réalisé une étude sur les coléoptères aquatiques des mares entre 2010 et 2014 sur 124 mares de Basse-Normandie. L'indicateur « IcoCAM » a été finalisé à l'issue de cette étude avec le soutien de l'UMR Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques (MNHN). Une étude comparable est en cours de projet en Bretagne.



Principes de l'IcoCAM

L'IcoCAM est un indicateur analysant de multiples facettes de la diversité des coléoptères aquatiques des mares.

Il s'appuie sur l'étude qualitative des cortèges de coléoptères aquatiques. Il repose sur 3 principes essentiels :

1. Un échantillonnage standardisé visant à réaliser un inventaire le plus exhaustif possible sans toutefois générer le déploiement de moyens trop lourds et/ou trop coûteux. L'approche standardisée doit permettre sa reproductibilité dans le temps par différents prospecteurs. Il ne s'agit cependant pas d'une méthode absolue, qui dépend l'estimation subjective de chaque prospecteur.
2. La constitution d'un référentiel à une échelle déterminée
3. Le calcul de 4 indices, constitutifs de l'évaluation finale

L'échantillonnage standardisé est présenté dans cette fiche. Le principe du calcul de l'indicateur est également expliqué mais il recourt à une application via le logiciel « R » non développée en détail dans ce document.

Conditions d'application du protocole d'échantillonnage

Le protocole d'échantillonnage sur le terrain peut s'appliquer sans conditions météorologiques contraignantes. Il est réalisé à l'occasion de 2 passages au cours de l'année, un au printemps (avril-juin) et l'autre en automne (octobre-novembre).

L'échantillonnage peut être réalisé par des personnes ne connaissant pas spécifiquement les coléoptères aquatiques et/ou la végétation aquatique. Il nécessite cependant une formation préalable pour assimiler les principes d'application de l'échantillonnage, le maniement du troubleau et le tri au plateau.

Le choix des mares ou pièces d'eau à prospecter est fait par le gestionnaire en fonction des questions qu'il se pose : intérêt général de la mare en terme de biodiversité, gestion à envisager, évaluation de la gestion, etc.

L'indicateur a été développé et testé pour des pièces d'eau très différentes, notamment en termes de taille (de moins de 50 m² à 60 000 m²). Cependant, il est déconseillé de travailler sur des étangs trop vastes.

Les types et contextes de mares sont variés : gouilles forestières, de mares de gabions, de mares d'abreuvement, de bassins de carrières, de bassins de rétention d'eau, de mare tourbeuse, mares temporaires et mares permanentes, etc. (cf. ci-contre). Les mares connectées sur un réseau courant sont déconseillées, les cortèges y étant atypiques. Les espèces rhéophiles sont retirées du calcul de l'indicateur.



Diversité des pièces d'eau échantillonnées pour l'IcoCAM en Basse-Normandie (Photos : L. Picard)

Ne pas diffuser/
doc de travail

Matériel nécessaire

- Troubleau (armature carrée en métal, ouverture 25 cm, manche bois 1 m, maille de filet de 800 microns ; doit être robuste !)
- Pincettes souples (plusieurs, car elles se perdent facilement sur le terrain !)
- Bac ou grille de tamisage (optionnel, mais très pratique pour les mares riches en matière organique et les tourbières)
- Calculatrice (optionnel, mais pratique pour le calcul du temps d'échantillonnage)
- Des flacons et étiquettes pour les collectes (+ mouchoirs en papier imbibés de dissolvant)
- Décamètre
- Chronomètre
- Passoire
- Acétate (dissolvant vernis à angle sans acétone)
- Un tabouret de terrain (optionnel, mais pratique pour le confort de tri)
- Gants en caoutchouc ou latex (recommandé pour les phases de contact avec l'eau, surtout pour les mares avec présence de ragondins attestée)
- Fiches de terrain (jointes à ce document)
- Cuissardes ou waders

Protocole d'échantillonnage

1. **Etape 1 :** faire un premier tour général de la mare et évaluer sa taille globale. Pour les mares complexes, il est conseillé de mesurer avec un décamètre et/ou de compartimenter le comptage par secteurs de mares.
2. **Etape 2 :** remplir la fiche descriptive de la mare (fiche jointe)
3. **Etape 3 :** remplir la fiche d'évaluation de l'échantillonnage (fiche jointe et encart ci-dessous). Il s'agit d'une étape fondamentale et complexe de l'échantillonnage de terrain.
4. **Etape 4 :** procéder à l'échantillonnage au troubleau suivant les modalités définies lors de l'étape 3. La technique du troubleau implique une action énergétique en forme de 8 en évitant au maximum le contact avec le fond. Il convient d'être très vigilant sur les zones à prospecter pour respecter le milieu.

Etape 5 : déposer le matériel collecté dans le plateau et trier progressivement. Les coléoptères sont prélevés à la pince souple et directement mis dans le pot de collecte contenant un bout de mouchoir en papier préalablement imbibé d'acétate. Il n'est pas nécessaire de tout collecter mais il faut garder plusieurs individus par morphotype : de nombreuses espèces se ressemblent (en particulier les plus petites) et il faut multiplier les chances d'avoir des mâles plus simples à identifier. Un seul pot de collecte par mare est suffisant, sauf si une analyse plus fine par mésohabitats est envisagée (optionnel).

Etape 6 : compléter par 5 min. de prospection à la passoire en pétiplant les abords présentant une faible lame d'eau ou exondé et en inspectant les supports annexes (bouts de bois, sous les pierres, etc.). Le temps consacré ne doit pas dépasser 5 minutes.

Etape 7 : noter toutes informations complémentaires sur les conditions de prospection et les espèces observées non prélevées (autres invertébrés, amphibiens, etc.).

Suite à la phase terrain, les spécimens sont identifiés à la loupe binoculaire (grossissement 40X à 60X), à l'aide des ouvrages de références et/ou collection de référence. Il est fréquent d'avoir recours à la dissection pour examiner les pièces génitales.



Etapes 1, 2 et 3

Etape 4

Etape 5

Etape 3 (détails) :

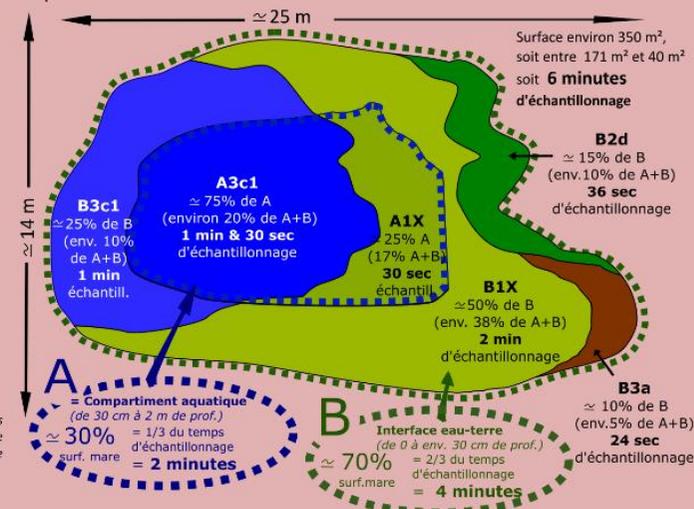
A. Cartographier schématiquement la répartition des principaux mésohabitats présents dans la mare (dessins et/ou estimation à vue). Il ne s'agit pas de rechercher une précision absolue, mais bien d'approcher une estimation réaliste de la représentativité de chaque mésohabitat. La liste des mésohabitats est présentée dans la fiche de terrain insérée dans le document.

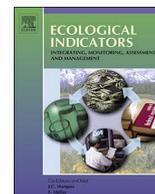
B. Définir le temps global de prospection en fonction de la taille de la pièce d'eau ; pour cela, se référer à la grille (feuille jointe).

C. Scinder en deux le temps global de prospection : 1/3 du temps pour le compartiment A (= compartiment aquatique, situé entre 30 cm. et 2 m. de profondeur) ; 2/3 du temps compartiment B (= interface eau-terre, située à peu près entre 0 et 30 cm. de profondeur). Cet élément méthodologique est préconisé car les coléoptères aquatiques sont plus abondants et diversifiés en particulier dans l'interface eau-terre, tandis que le compartiment aquatique est plus faible.

D. Evaluer la représentativité de l'interface aquatique (A) et de l'interface eau-terre (B) en %.

E. Attribuer le temps d'échantillonnage par mésohabitats, d'une part pour le compartiment aquatique (1/3 du temps) et d'autre part pour l'interface eau-terre (2/3 du temps), en fonction de leur représentativité surfacique pour chaque compartiment. C'est une phase complexe, réalisée approximativement et qui peut être facilitée par le recours à une calculatrice.





A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds



Frédéric Labat^{a,b,*}

^a Research and Development Pole, Aquabio, rue Hector Guimard 63800 Cournon d'Auvergne, France

^b École Nationale Supérieure en Environnement, Géoressources et Ingénierie du Développement Durable (ENSEGID), 1 allée Fernand Daguin 33607 Pessac, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Rapid assessment methods
Conservation
Indicator taxa
Odonata
Gastropoda
Coleoptera

ABSTRACT

Shallow lakes and ponds are valuable ecosystems for conservation management. Aquatic invertebrates constitute a large proportion of diversity in these ecosystems, but their assessment is potentially time consuming and requires great expertise. The use of indicator taxa to estimate invertebrate diversity may resolve part of these difficulties. These indicators are rarely identified or their reliability is uncertain, i.e. they are based on partial inventories, neglecting groups with high diversity. In this study, invertebrate richness was assessed from 46 sites in France in various altitudinal, climatic, geological, human-impacted, and hydro-morphological contexts. Invertebrate identification was performed as accurately as possible in all taxonomic groups. Several potential indicators of diversity based on five key criteria were tested: strong direct correlation, identification facilities, strong cross-taxon congruence, low complementarity of the sampled habitats, and ubiquity for selected indicators. Three approaches were proposed to define these indicator groups: (1) a single taxonomic group as indicator, (2) a combination of targeted groups, and (3) a holistic inventory at low taxonomic resolution as a classical rapid assessment method for freshwater ecosystems. Results show that it is not recommended to use only one indicator group. The choice of several targeted groups could be a good intermediate solution but is not without bias. The rapid assessment inventory proposed is the most valuable method, and allows the estimation of invertebrate richness with a quasi-perfect correlation.

1. Introduction

Pools and ponds are recognized as ecosystems housing mostly specific and high conservation value species (Collinson et al., 1995; Beebe, 1997; Linton and Goulder, 2000; Williams, 2004; Davies et al., 2008). Managers have limited tools and do not have the financial or technical capabilities to conduct comprehensive inventories when assessing the effectiveness of management practices on biodiversity, and the functioning of these ecosystems, (Williams et al., 2010; Pyke, 2005).

Since the Clean Water Act (CWA) by the United States Congress, guidelines for the rapid assessment of surface waters has been developed (Karr and Chu, 1999) and largely tested in streams and lakes, especially in Europe within the Water Framework Directive WFD (Birk et al., 2012). Ponds and small shallow lakes (< 50 ha) are not included in the WFD, so most European countries do not have standardized methods to assess these ecosystems (Oertli et al., 2005). The few existing methods (Biggs et al., 2000; Oertli et al., 2005; Angélibert et al., 2010) are (1) limited in geographic applicability to the UK or Switzerland, (2) not shaped to sample all ranges of surface area not covered

by the WFD, and (3) not designed to collect quantitative data, necessary to calculate usual (as Shannon index, Shannon and Weaver, 1949) or functional indicators as biological or ecological traits (Usseglio-Polatera et al., 2000a; Culp et al., 2011).

Invertebrates occupy a central role in food chains, influencing energy flows and nutrient cycling (Cummins et al., 1989; Newman, 1991; Covich et al., 1999) and offer many possibilities for bioindication while representing a very important faunal richness (Rosenberg and Resh, 1993).

However, assessing the invertebrate fauna richness of a site is a real challenge because of difficulties in the identification of some taxa, e.g. sparse literature, sometimes little-known taxonomy, and time required to extract fauna samples. To overcome ecosystem complexity and estimate diversity, many ecologists have been forced to develop alternative methods to indicator taxa (Hilty and Merenlender, 2000). The choice of these groups is very pragmatic and usually based on protection status, public attractiveness, or presence of local experts (Chovanec, 1998; Angélibert et al., 2010). Nevertheless, it seems difficult to argue that these taxa are truly representative of global

* Corresponding author at: Aquabio, rue Hector Guimard, 63800, Cournon d'Auvergne, France.
E-mail address: frederic.labat@aquabio-conseil.fr.

invertebrate richness. According to this approach, the Limnephilidae and Coenagrionidae (Briers and Biggs, 2003), families or genera of Coleoptera (Sánchez-Fernández et al., 2006), Coleoptera species (Hassall et al., 2011), Odonata, Coleoptera and Gastropoda genera combination (Oertli et al., 2005), Odonata species (RhoMéo project – Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée, 2011) were identified as good indicator species.

However, there are limitations to using these taxa: (1) their applicability is low in other ecoregions (Briers and Biggs, 2003), (2) they provide an incomplete picture of the real faunal richness, related to the identification of higher taxonomic levels or the exclusion of some very diversified groups such as Diptera (Keiper et al., 2002; Angélibert et al., 2004; Ferrington, 2007; Wagner et al., 2007), (3) there is difficulty in predicting global richness with accuracy because the indicators are too difficult to identify (for example genus *Helophorus* in Hassall et al., 2011) or are too little diversified, causing low amplitude responses (respectively 13 species of Limnephilidae and five species of Odonata in Briers and Biggs (2003)), (4) there is low utility for indicator groups in predicting biodiversity in aquatic ecosystems because of weak cross taxon congruence in aquatic ecosystems (Heino, 2010).

To develop monitoring tools to assess the health and biodiversity of these ecosystems in metropolitan France, the BIOME project (BIOindication des Mares et Etangs) was initiated, based on the study of invertebrate and macrophyte communities, considered as ecosystem engineers (Mitsch and Gosselink, 2007).

The objectives of the project are to develop (1) low-cost, reproducible and representative sampling methods and (2) national indicators to identify functional and biodiversity losses and gains for management practices and impact studies.

In this work, 46 sites has been selected considering all bias described above, to find a robust estimation of invertebrates richness while respecting rapid bioassessment criteria (Barbour et al., 1999). Results obtained in this work allowed to finalise optimisation of the sampling procedure.

Other results for macrophytes and invertebrates, conducted actually upon 240 sites, will be detailed in further papers.

2. Methods

2.1. Definition of surveyed groups

Macroinvertebrates were considered any taxa whose average size is greater than 0.5 mm and whose life cycle is several months, in order to obtain communities with good stability over time. These criteria therefore included water mites (Bartsch, 2007) whose average size is around 0.5 mm, but excludes large micro-crustaceans, which are often well-represented in these shallow waters.

2.2. Study sites

To account for the eco-regional impact, sites were selected in various contexts: altitudinal (from 5 m to 2200 m), geological (e.g. pH 5.5–8.4, alkalinity 0.26–17.7, $\text{Ca}^{2+} < 1\text{--}108 \text{ mg/L}^{-1}$), and climatic (Atlantic, Continental, Mediterranean and Alpine). For completeness of assessing the invertebrate richness, all macroinvertebrates were identified to the lowest taxonomic level allowed by the existing literature (usually the species, genus or species group). Sites represented various hydro-morphological and human-impacted contexts: (1) for hydrology, ombrotrophic to rheotrophic (sensu Gilvear and McInnes, 1994) and permanent or temporary ponds, (2) for area, 2–108 000 m², (3) for depth, 0.2–6 m, (4) for human impacts, reference conditions to sites impacted by invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*), pollution, and various impacted watersheds. Pressures (coverage of landscape usages, fish stocking, banks verticality...) has been defined by cartographic analyses, informations provided by managers or owners, and field observations.

2.3. Sampling and fauna identification

Invertebrates were sampled from an experimental method of rapid monitoring, adapted from IBEM sampling (Indermuehle et al., 2008). The sampling is based on a maximum of 12 samples in 14 potential habitats with a hand-net (rectangular frame 25 × 20 cm, mesh size 0.5 mm). These habitats were as follows: roots, eight macrophyte morphological types, three mineral or organic deposited habitats, and two optional habitats (open water and flagstone), which were sampled only under certain conditions (e.g. shadowed ponds and rock pools for open water). The number of realized samples depended on habitat presence and sampling repetitions were possible according to some cases of well-defined shapes. For each sample, the net was swept intensively in 1 m² during 10 s for each habitat, except for deposit or algal habitats, where 0.25 m² was sampled at 4 cm depth when possible.

Sampling was carried out from April to August to include phenology, from 2013 to 2016. All invertebrates were identified to the lowest possible taxonomic level according to the existing literature. All taxa were identified to species level when possible, except Diptera, Nematoda, and Scirtidae (levels varying in these groups: genera, subgenera, group of species or species).

A joint rapid inventory of macrophytes was also carried out using a method based on PSYM (Shelley, 2009) and XPT90-328 French standard (AFNOR, 2010). Macrophyte richness was included in tests to verify whether macrophytes can be used as indicator taxa and if their richness can be predicted by invertebrates.

2.4. Indicator groups

Three bioindication approaches were tested.

2.4.1. Single-taxon

A single taxonomic group may be indicative of global diversity. This approach is widely used (e.g. Kerr et al., 2008; Campos et al., 2014) and has given very different results, especially in temperate regions where diversities are lower (Lund and Rahbek, 2002). In aquatic ecosystems, it seems inefficient, because taxa respond differently to environmental condition or pressure (Heino, 2010). Coenagrionidae and Limnephilidae, highlighted by Briers and Biggs (2003) were not tested in this study because of insufficient diversity (less than five species per pond), thereby impairing an accurate estimation of global richness.

2.4.2. Association of targeted taxa

This approach was based on a set of pragmatic criteria, described by Oertli et al. (2005). The study of several faunal groups can give the most accurate picture of overall faunal richness because they integrate different habitat conditions, trophic niches, etc. The taxa considered in the IBEM (Indice de Biodiversité des Étangs et des Mares, Indermuehle et al., 2008) were selected, including the identification levels and taxa specified by the method. This method is named the “IBEM-like” method because of different sampling methods, especially for Odonata, which is conducted with imagines in IBEM and larvae in IBEM-like. Several other combinations were tested, such as the “TOC method”, which identifies Trichoptera, Odonata and Coleoptera at genera level.

2.4.3. Holistic

All invertebrates were identified with a level of precision matching reasoned balance between ecological information and identification facilities (e.g. low-cost and reproducibility of the method), as part of a method for rapid assessment. This taxonomic resolution allows the use of biological and ecological traits adapted to water bodies and other indicators commonly used in aquatic ecology. This resolution corresponds to one adopted in the present research. All taxa were identified at genera level, except Corixidae (subfamilies), Diptera (families), Hydrachnoidea (superfamily), Oligochaeta and Hydrozoa (class), Bryozoa and Nematoda (phylum).

2.5. Criteria to define the best indicator groups

Seven criteria were defined by Pearson (1994) to select a good variety of indicators: (1) economic potential, (2) occurs over a broad geographic range, (3) patterns of response reflected in other taxa, (4) biology and well-known natural history, (5) easily observed and manipulated, (6) well-known and steady taxonomy, and (7) specialization to habitat. All criteria were considered, with bibliographic or statistical analyses.

Economic potential of aquatic invertebrates (Pearson criteria 1) is limited. Nevertheless, ecosystem services provided by invertebrates are well-documented (Macadam and Stockan, 2015), and a holistic approach, shaped to identify biological and ecological functions, may be an asset to pass the gap between biodiversity monitoring and ecosystem services (Geijzendorffer and Roche, 2013).

Shallow lakes and ponds are well-delineated entities, invertebrates sampled are specific of these ecosystems (Pearson criteria 7).

The five other Pearson criteria were specially designed with two new criteria, destined to find the more robust tool to assess invertebrate richness.

Many taxonomic groups at different resolutions have been tested in this work. For better readability, only the most efficient taxonomic resolutions or combinations are presented here: if for a taxonomic group, different levels of identification achieved equivalent results or if identification with the highest level was more efficient, only this level is described, except for Coleoptera, widely used as indicator taxa at various taxonomic levels.

2.5.1. Ubiquity of the indicator and identification facilities (Pearson criteria 2 and 6)

A good indicator must be able to be used everywhere. If a taxon works well, but is absent from several sites, it is appropriate to exclude it as an indicator taxon. The multi-taxa approach limits this risk; the holistic approach may not be concerned.

It should be easy to identify, based on (a) a well-known taxonomy, (b) existence of a complete identification book for the taxonomic level required, and (c) accessible identification criteria. Identification levels considered were “standard” for hydrobiologists or environmental managers, even if more combinations have been tested. Standard levels provide a good general knowledge of biology and ecology (Pearson criterion 4).

2.5.2. Direct correlation and uncertainties (fiability of richness estimation)

A good indicator taxon must achieve an accurate estimation of global richness. The Spearman correlation was therefore calculated to compare the richness of each potential indicator and the overall invertebrate richness. Spearman coefficient was chosen because some low-correlated groups were not normally distributed. Correlation with invertebrates and macrophyte richness was also calculated in order to check whether it was possible to have a good overall estimate of invertebrate and floristic richness.

A high correlation value may not mean that an indicator group is reliable to monitor total richness. This result may hide significant uncertainties, which could lead to significant mis-evaluation of the impact of pollutions or management practices. Linear regressions were performed on indicator groups with high Spearman correlation value in order to observe their reliability to predict global invertebrate richness. Odonata and Coleoptera species were specifically chosen because they are used as indicator taxa in France (Picard, 2015; Agence de l'eau Rhône Méditerranée, 2011)

2.5.3. Cross-taxon congruence (Pearson criterion 3)

Taxonomic groups with significant faunal richness are often more easily correlated with total richness than little diversified groups (Prendergast and Eversham, 1997). To overcome this statistical bias, their richness is compared to that of each of the other groups at

maximum level of identification (Spearman correlation). The results were compared with a correlogram (Murdoch and Chow, 1996, Friendly, 2002).

2.5.4. Complementarity of sampled habitats (Pearson criterion 5)

The robustness and effectiveness of a particular indicator is based on its ability to be obtained with a minimum number of observations/samples or its presence in a maximum of samples. The complementarity of habitats for different indicators was calculated with the Pielou method (Colwell and Coddington, 1994). With higher complementarity levels, the robustness of the indicator decreases. The results obtained with each taxa were compared using notched-plot. If 2 notches overlapped (if variables are normally distributed), there is no significant differences between the variables (Chambers, 1983). To verify these results, Mann-Whitney Wilcoxon tests (Wilcoxon, 1945) were also performed.

3. Results

For the 46 ponds and shallow lakes sampled, 606 invertebrate taxa and 327 macrophyte species were identified. Among the 606 invertebrates, Diptera was the most represented group (Table 1). Diptera, Hydracarina, Oligochaeta, and minor groups almost always overlooked in studies of small water bodies, represented 47% of the total richness.

3.1. Ubiquity of the indicators and identification facilities

Diptera and Oligochaeta were the single taxa present in all sites (Table 1). BIOME, TOC and IBEM-like methods were applicable everywhere.

Except for Nematoda, Diptera, Hydracarina, Oligochaeta, and some specific families or genera, identification of most taxa at species level is globally attainable but requires more time and expertise and can produce taxonomic biases (Guerold, 2000).

3.2. Direct correlation

The BIOME method ($\rho = 0.98$) was by far the most effective method (Fig. 1) and better results were obtained with the targeted taxa approach ($\rho = 0.92 - 0.86$) than with single taxa approaches, except for Diptera ($\rho = 0.93$) and Chironomidae ($\rho = 0.87$). Major taxa richnesses were positively correlated with global richness. Trichoptera ($\rho = 0.52$), Corixidae species and Oligochaeta ($\rho = 0.49$), and Gastropoda ($\rho = 0.31$) were the least correlated groups. There were weak variations between correlations obtained with invertebrate richness and those obtained with invertebrate and macrophyte richness, but macrophytes inventories seemed not to be a good tool to estimate

Table 1

Taxonomic richness of major groups (Richness), percentage of total richness (% TR), richness means per site (Means), and percentage of sites where each taxa was absent (% absence), classified in order of decreasing richness.

Taxa	Richness	% TR	Means	% absence
Diptera	153	24,9	15,5	0
including Chironomidae	66	10,9	9,5	2
Coleoptera	150	24,8	11,3	2
Hydracarina	72	11,9	3,2	37
Heteroptera	46	7,6	4,3	4
Oligochaeta	38	6,3	4	0
Other Arthropoda	36	5,9	2,6	11
Trichoptera	35	5,8	1,4	48
Odonata	34	5,6	4,1	4
Mollusca	19	3,1	1,6	28
Ephemeroptera	16	2,6	1,4	37
Other Insecta	9	1,5	0,8	61

TR: Total Richness.

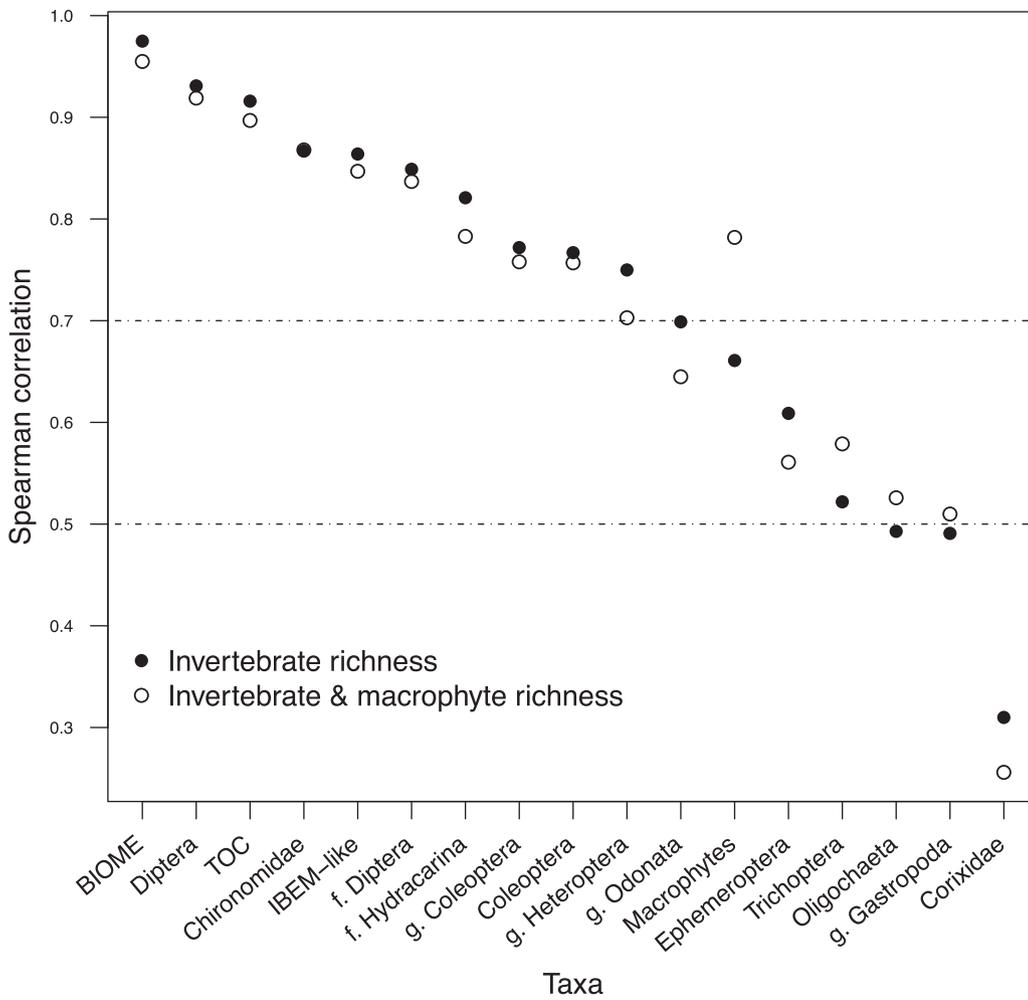


Fig. 1. Direct correlation: Spearman correlations between various indicator taxa and total macroinvertebrate richness or macroinvertebrate and macrophyte richness. Taxa are arranged in order of decreasing direct correlation. “f” corresponds to family level, “g” to genera level.

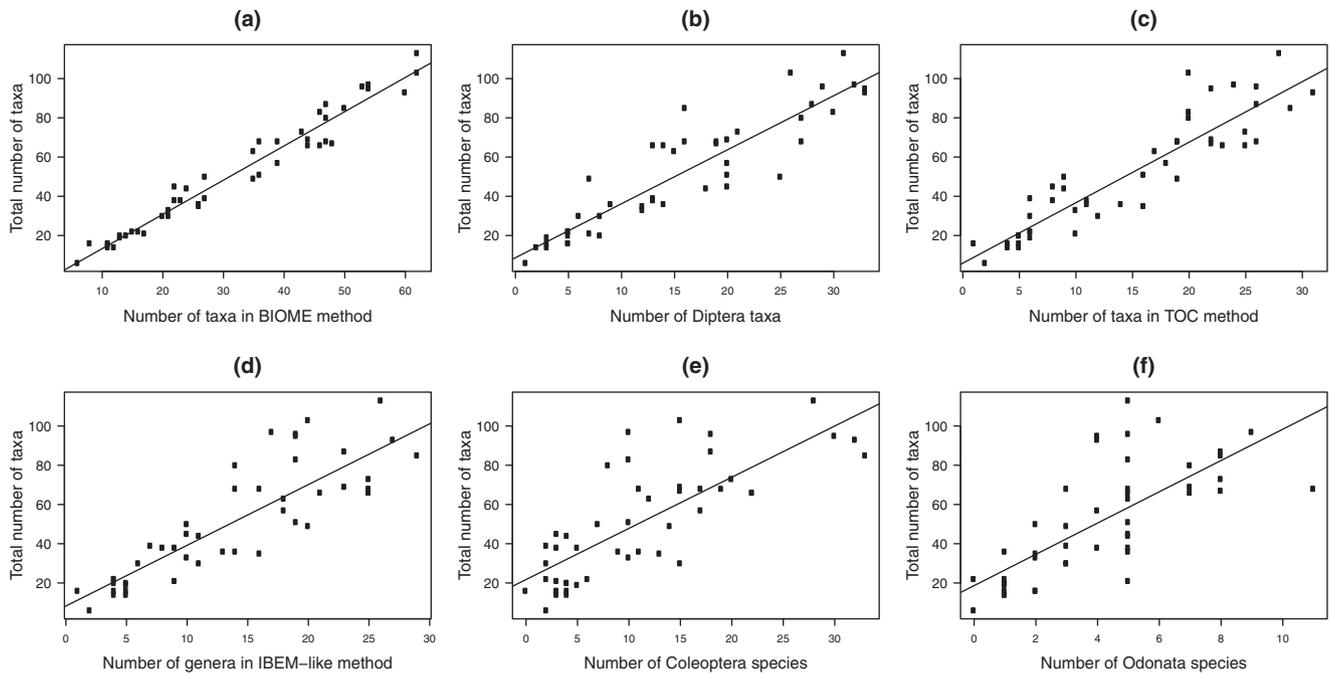


Fig. 2. Relationships between total richness and richness obtained with the best performing methods.

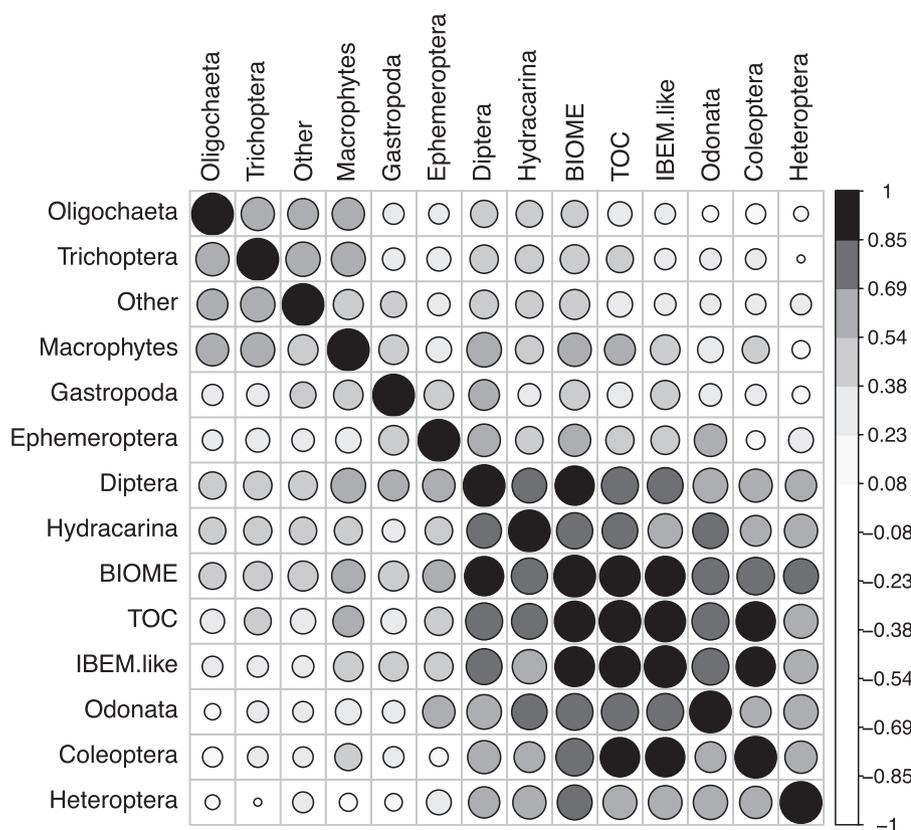


Fig. 3. Correlogram of cross-taxon correlations for major groups and best performing or popular combinations. “F” corresponds to family level, “g” to genera level.

invertebrate richness ($\rho = 0.66$). Linear regressions for the best or popular indicators (Fig. 2) illustrated uncertainties in richness prediction, despite high correlation values. The BIOME method was clearly the most reliable.

3.3. Cross-taxon congruence

The correlogram (Fig. 3) confirmed indicator taxa were inefficient at predicting the richness of other taxonomic groups (r -values < 0.7). The BIOME approach was the only method with high correlation (r -values > 0.7) for all major taxonomic groups. The correlogram highlighted four groups with distinct characteristics: the first was composed of Heteroptera, Odonata, Coleoptera and Hydracarina; the second was composed of macrophytes, Trichoptera, Oligochaeta and other minor taxa; the third was composed of Diptera, along with taxa found in the first two groups; and the fourth was dominated by Ephemeroptera and Gastropoda, with autonomous dynamics. The diversities in the second and fourth groups were unpredictable, regardless of indicator group or method tested. For these groups, the BIOME method and Diptera were the most efficient, but Diptera were either too difficult or took too long to identify at the maximum level for standard hydrobiologists.

3.4. Complementarity of sampled habitats

All notches overlapped (Fig. 4). There were no significant differences between sampling effectiveness (the same results were obtained with Mann-Whitney Wilcoxon test) in all methods tested. To obtain a representative picture of richness, the same sampling effort was required, regardless of bioindicator.

4. Discussion

Results of this study were obtained from a small number of sites (46). Therefore, spatial and temporal dynamics could not be assessed in the present study: the richness estimation used here corresponded to

punctual summer or spring sampling, but neglected part of (1) species phenology, (2) seasonal variations in richness (Abellán et al., 2006; Hill et al., 2016), especially depending on hydrological fluctuations (Jeffries, 1994; Jeffries, 2005), and (3) macroinvertebrate dispersal between surrounding freshwater ecosystems (Gee et al., 1997; Boothby, 1997). Nevertheless, these results allowed the identification of the best methods to monitor invertebrate richness, which can be applied at various spatial and temporal scales. Even if the BIOME method is the best method to estimate invertebrate richness in a punctual sampling, it does not allow knowledge of rarity of the species present or annual richness. Therefore, spatial and temporal dynamics require further investigation because of their importance (Jeffries, 2005).

Coleoptera, Odonata communities and macrophytes, often the only biological supports in monitoring water bodies, were moderately correlated and congruent, suggesting that monitoring these taxa is insufficient to estimate the patrimonial value and the effectiveness of management actions in ponds for invertebrate communities. The strong representation of Diptera and water mites confirmed their importance in the conception or selection of diversity indicators and indexes in freshwater ecosystems.

The richness of most invertebrate groups were positively inter-correlated. The least correlated groups were Corixidae, Oligochaeta, Gastropoda and Trichoptera. Corixidae sampling may be altered by their dispersal behaviour (Brown, 1951): permanent waters are considered by most species as shelter-ecosystems or stopping places. Gastropoda, mainly absent from non-calcareous watersheds (acidic waters, low alkalinity), cannot be well correlated with total richness (Lodge et al., 1987; Økland, 1992). Oligochaeta specimens that are immature or too damaged are unidentifiable at the species level, and identification of mature individuals is often difficult (Chapman, 2001). It is therefore difficult to obtain a representative picture of Oligochaeta diversity. Summer samples contained many empty Trichoptera caddies and rare caddies in pupation, particularly in Phrygaenidae and Limnephilidae families. Therefore, imagines that emerge mainly in spring and conduct a summer diapause (Denis and Malicky, 1985) may cause a

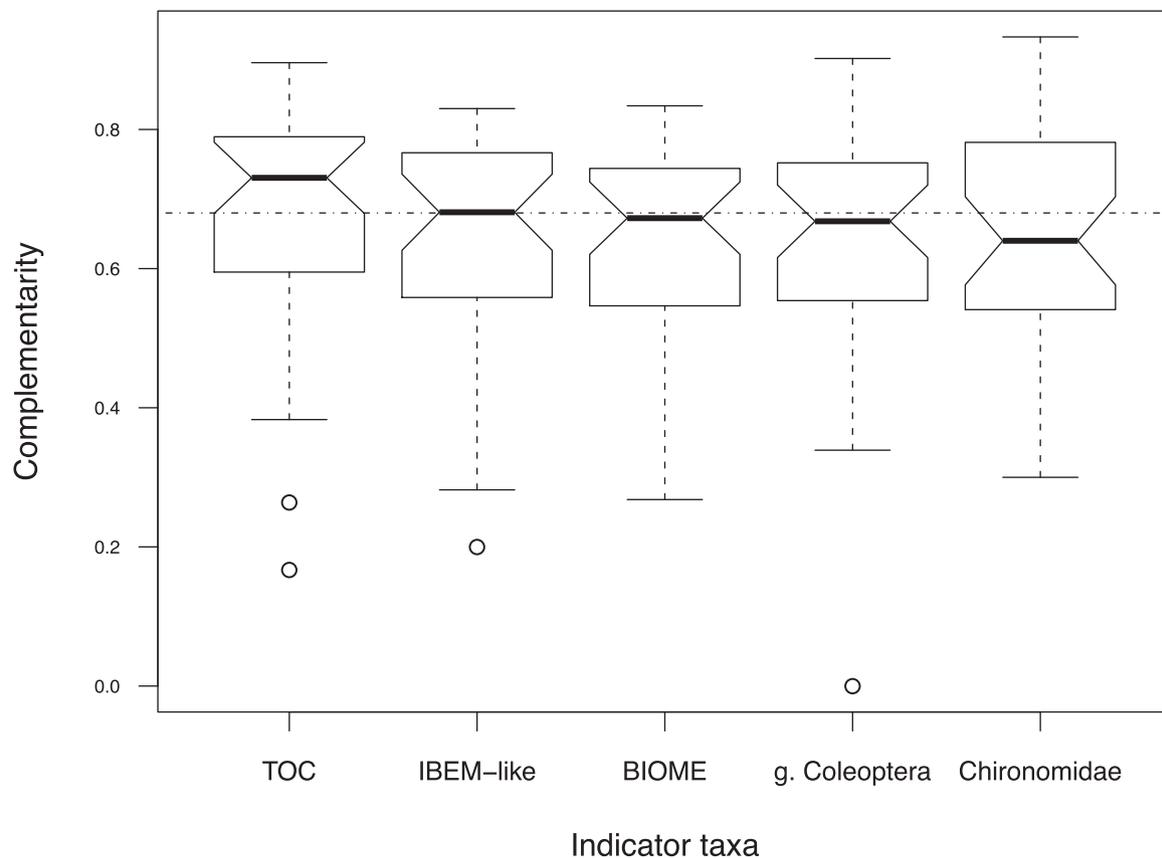


Fig. 4. Notched-boxplot of habitat complementarity for best or popular indicator taxa. Taxa are arranged in order of decreasing median. “g. Coleoptera” corresponds to Coleoptera identified at genera level. Chironomidae corresponds to Chironomidae at minimum taxonomic level.

statistical bias due to absence or being “latefliers”.

The results of this study suggest that the holistic approach offers the best guarantee to estimate total invertebrate richness in shallow lakes and ponds. In addition, this approach may allow the design of many other biological indexes. Indeed, the inclusion of all taxa occupying different niches of varying dietary or environmental requirements provides a wide variety in response to pressure (Usseglio-Polatera et al., 2000b; Rosenberg and Resh, 1984). It is all the more important that the faunal richness, without an estimation of deviation from a reference condition, is not an indication of good condition, as suggested by our results for high-altitude sites, temporary pools (Collinson et al., 1995; Nicolet, 2001), or oligotrophic and hypereutrophic environments (Chase and Leibold, 2002). However, if ecosystem managers cannot achieve such inventories, and if they are only interested in the diversity and attractive species of the ponds or pools, it is possible to carry out simplified inventories over targeted taxonomic groups, such as those selected for IBEM. The results obtained with this method seem to be globally satisfactory but offer less bioindication potential. Nevertheless, this study did not confirm the effectiveness of IBEM, which may overestimate Odonata richness (several annual surveys, species flying over the site but without confirmed reproduction, but this issue is still subject of debate: D’Amico et al., 2004; Raebel et al., 2010; Bried et al., 2012). IBEM is a multimetric index considering richness of each group as an independent metric. Considering aggregated richness may be safer, particularly by taking into account compensatory effects (Gee et al., 1997; Gonzalez and Loreau, 2009). Finally, the required sampling effort for all methods was the same. Effort differences in the laboratory, such as fauna extraction and identification, are highly dependent on operator experience and skill.

These results indicate that the estimation of global diversity based on the study of all groups at low taxonomic resolution is preferable to a prediction based on one or a few groups. Ponds and shallow lakes

provide good model systems to predict taxa richness because they form well-delineated ecological entities (Dodson et al., 2000). Other ecosystems (oceanic, terrestrial) seem to be unfit for a holistic approach, because they form poor-delineated ecological-entities, with numerous species or microhabitats difficult to sample or identify (Lessios, 1996; British Columbia et al., 1998; Watson, 2003; Bouget et al., 2008). However, these findings could be generalized to other freshwater ecosystems.

Acknowledgements

I thank Nicolas Tarozzi, Joyce Lambert and David Serrette, who assisted me during sampling, and the teams of Aquabio, especially Anthony Antoine, Aurélie Guinant, Juliane Wiederkehr and Romain Zeiller. I also thank the Pyrenees National Park, the Regional Natural Park of Plateau des Millevaches, the Regional Natural Park of Préalpes d’Azur, the Conservatories of Natural Spaces of Aquitaine and Limousin, the French National Forestry Office, the Departmental Federations of Associations of Chartered Fishing and Aquatic Environment Protection of Dordogne and Gironde, and the Hunting Federation of Gironde. A special thanks to the managers or site owners who offered authorizations to carry out sampling.

This work, labeled by Competitiveness Cluster DREAM, was supported by Aquabio, the IPME biodiversity program driven by the French Agency of Environment and Energy Management (ADEME) and the Departmental Federations of Associations of Chartered Fishing and Aquatic Environment Protection of Gironde.

References

AFNOR, 2010. Norme XP T90-328 – Décembre 2010 Qualité de l’eau: Echantillonnage des communautés de macrophytes en plans d’eau. AFNOR, Paris.

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Millán, A., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A., Giménez, A., 2006. Irrigation pools as macroinvertebrate habitat in a semi-arid agricultural landscape (SE Spain). *J. Arid Environ.* 67, 255–269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.02.009>.
- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée, 2011. RhoMeo Project. <http://rhomeo-bao.fr/>. (Accessed 17 November 2016).
- Angélibert, S., Marty, P., Céréghino, R., Giani, N., 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 14, 439–456. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.616>.
- Angélibert, S., Rosset, V., Indermuehle, N., Oertli, B., 2010. The pond biodiversity index IBEM: a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 1. Index development. *Limnetica* 29, 93–104.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, second ed. (no. epa 841-b-99-002). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Bartsch, I., 2007. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 7/2-1 Chelicerata: Araneae, Acari I. Fischer Stuttgart.
- Beebee, T.J.C., 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biol. Conserv.* 81, 215–219. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00002-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00002-5).
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Fox, G., Nicolet, P., Howard, S., 2000. A New Biological Method for Assessing the Ecological Quality of Lentic Waterbodies. In: *de la cellule au paysage, L'eau, Wicherek, S. (Eds.)*, Elsevier, Paris, France, pp. 235–250.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 18, 31–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>.
- Boothby, J., 1997. Pond conservation: towards a delineation of pondscape. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 7, 127–132. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2<127::AID-AQC224>3.0.CO;2-6](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<127::AID-AQC224>3.0.CO;2-6).
- Bouget, C., Brustel, H., Brin, A., Noblecourt, T., 2008. Sampling saproxylic beetles with window flight traps: methodological insights. *Revue d'Ecologie Sup.* 10, 21–32.
- Bried, J.T., D'Amico, F., Samways, M.J., 2012. A critique of the dragonfly delusion hypothesis: why sampling exuviae does not avoid bias. *Insect Conserv. Divers.* 5, 398–402. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00171.x>.
- Briers, R.A., Biggs, J., 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 13, 323–330. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.576>.
- British Columbia, Ministry of Environment, L. Parks, 1998. Resources Inventory Branch, Resources Inventory Committee (Canada), Terrestrial Ecosystems Task Force, 1998. Inventory Methods for Terrestrial Arthropods. Ministry of Environment, Lands, and Parks, Resources Inventory Branch for the Terrestrial Ecosystems Task Force. Resources Inventory Committee, Victoria, B.C.
- Brown, E.S., 1951. The relation between migration-rate and type of habitat in aquatic insects, with special reference to certain species of Corixidae. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 121, 539–545. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1951.tb00754.x>.
- Campos, F.S., Trindade-Filho, J., Brito, D., Llorente, G.A., Solé, M., 2014. The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecol. Evol.* 4, 2505–2514. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1073>.
- Chambers, J.M., 1983. Graphical Methods for Data Analysis, The Wadsworth Statistics/probability Series. Wadsworth International Group; Duxbury Press, Belmont, Calif.: Boston.
- Chapman, P.M., 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in Ecological Risk Assessment. *Hydrobiologia* 463, 149–169. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1013103708250>.
- Chase, J.M., Leibold, M.A., 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416, 427–430. <http://dx.doi.org/10.1038/416427a>.
- Chovanec, A., 1998. The composition of the dragonfly community (Insecta: odonata) of a small artificial pond in Mödling (Lower Austria): seasonal variations and aspects of bioindication. *Lauterbornia* 32, 1–14.
- Collinson, N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, D., Whitfield, M., Williams, P.J., 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol. Conserv.* 74, 125–133. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00021-U](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(95)00021-U).
- Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 345, 101–118. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>.
- Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *Bioscience* 49, 119–127. <http://dx.doi.org/10.2307/13135379617>.
- Culp, J.M., Armanini, D.G., Dunbar, M.J., Orlofske, J.M., Poff, N.L., Pollard, A.I., Yates, A.G., Hose, G.C., 2011. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 7, 187–197. <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.128>.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B., Taliaferro, W.B., 1989. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience* 39, 24–30. <http://dx.doi.org/10.2307/1310804>.
- D'Amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S., Ormerod, S.J., 2004. Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restor. Ecol.* 12, 439–446. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00319.x>.
- Davies, B.R., Biggs, J., Williams, P.J., Lee, J.T., Thompson, S., 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597, 7–17. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9227-6>.
- Denis, C., Malicky, H., 1985. Etude du cycle biologique de deux Limnephilidae: *Limnephilus minos* et *Limnephilus germanus* (Trichoptera). *Ann. Limnol.* 21, 71–76. <http://dx.doi.org/10.1051/limn/1985006>.
- Dodson, S.I., Arnott, S.E., Cottingham, K.L., 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81, 2662–2679. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2662:TRILCB\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2662:TRILCB]2.0.CO;2).
- Ferrington, L.C., 2007. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae: Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 447–455. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9130-1>.
- Friendly, M., 2002. Corrgrams - Exploratory Displays for Correlation Matrices. *The American Statistician* 56, 316–324. <http://dx.doi.org/10.1198/000313002533>.
- Gee, J.H.R., Smith, B.D., Lee, K.M., Griffiths, S.W., 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 7, 91–104. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2<91::AID-AQC221>3.0.CO;2-O](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<91::AID-AQC221>3.0.CO;2-O).
- Geijzendorffer, I.R., Roche, P.K., 2013. Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services? *Ecological Indicators*. *Biodivers. Monit.* 33, 148–157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.010>.
- Gilvear, D.J., McInnes, R.J., 1994. Wetland hydrological vulnerability and the use of classification procedures: a Scottish case study. *J. Environ. Manage.* 42, 403–414. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.1994.1080>.
- Gonzalez, A., Loreau, M., 2009. The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 40, 393–414. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173349>.
- Guerold, F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Res.* 34, 487–492. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00165-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00165-7).
- Hassall, C., Hollinshead, J., Hull, A., 2011. Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodivers. Conserv.* 20, 3189–3222. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0142-9>.
- Heino, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 10, 112–117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.013>.
- Hill, M.J., Sayer, C.D., Wood, P.J., 2016. When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment? *Environ. Monit. Assess.* 188, 1–11. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5178-6>.
- Hilty, J., Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biol. Conserv.* 92, 185–197. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00052-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00052-X).
- Indermuehle, N., Angélibert, S., Oertli, B., 2008. IBEM: Indice de Biodiversité des Etangs et Mares Un outil pour l'évaluation biologique des étangs et mares Manuel d'utilisation. Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier, Genève.
- Jeffries, M., 1994. Invertebrate communities and turnover in wetland ponds affected by drought. *Freshwater Biology* 32, 603–612. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01151.x>.
- Jeffries, M., 2005. Small ponds and big landscapes: the challenge of invertebrate spatial and temporal dynamics for European pond conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 541–547. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.753>.
- Karr, J.R., Chu, E.W., 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington.
- Keiper, J.B., Walton, W.E., Foote, B.A., 2002. Biology and ecology of higher Diptera from freshwater wetlands. *Annu. Rev. Entomol.* 47, 207–232. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145159>.
- Kerr, J.T., Sugar, A., Packer, L., 2008. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nestedness in an endangered ecosystem. *Conserv. Biol.* 14, 1726–1734. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99275.x>.
- Lessios, H.A., 1996. Methods for quantifying abundance of marine organisms. In: *Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences Sixteenth Annual Scientific Diving Symposium Presented at the The Diving for Science*. MA Lang CB, Smithsonian Institution, Washington, DC. pp. 149–157.
- Linton, S., Goulder, R., 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 10, 77–91. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(200003/04\)10:2<77::AID-AQC391>3.0.CO;2-Y](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(200003/04)10:2<77::AID-AQC391>3.0.CO;2-Y).
- Lodge, D.M., Brown, K.M., Klosiewski, S.P., Stein, R.A., Covich, A.P., Leathers, B.K., Bronmark, C., 1987. Distribution of freshwater snails: spatial scale and the relative importance of physicochemical and biotic factors. *Am. Malacol. Bull.* 5, 73–84.
- Lund, M.P., Rahbek, C., 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Anim. Conserv.* 5, 163–171. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943002002226>.
- Macadam, C.R., Stockan, J.A., 2015. More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects: ecosystem services and freshwater insects. *Ecol. Entomol.* 40, 113–123. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12245>.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands*, 4th ed. Wiley, Hoboken, N.J.
- Murdoch, D.J., Chow, E.D., 1996. A graphical display of large correlation matrices. *Am. Stat.* 50, 178–180. <http://dx.doi.org/10.2307/2684435>.
- Newman, R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. North Am. Benthol. Soc.* 10, 89–114. <http://dx.doi.org/10.2307/1467571>.
- Nicolet, P., 2001. Temporary Ponds in the UK: a Critical Biodiversity Resource for Freshwater Plants and Animals, vol. 17. Freshwater Biological Association – Freshwater Forumpp. 16–25.
- Økland, J., 1992. Effects of acidic water on freshwater snails: results from a study of 1000 lakes throughout Norway. *Environ. Pollut.* 78, 127–130. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90020-b](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(92)90020-b).

- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R., Lehmann, A., Lachavanne, J.B., 2005. PLOCH: a standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 665–679. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.744>.
- Pearson, D.L., 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 345, 75–79. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0088>.
- Picard, L., 2015. Diversité discrète des mares, les Coléoptères aquatiques. http://www.reseau-cen.org/sites/default/files/fichiers/brochure_pedagogique_coleomaresbn_gretia_def.pdf. (Accessed 11 April 2017).
- Prendergast, J.R., Eversham, B.C., 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20, 210–216. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00363.x>.
- Pyke, C.R., 2005. Assessing suitability for conservation action: prioritizing interpond linkages for the California tiger salamander. *Conserv. Biol.* 19, 492–503. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00018.x>.
- Raebel, E.M., Merckx, T., Riordan, P., Macdonald, D.W., Thompson, D.J., 2010. The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *J. Insect Conserv.* 14, 523–533. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-010-9281-7>.
- Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Eds.), Chapman & Hall, New York.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Mellado, A., Velasco, J., Millán, A., 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiver. Conserv.* 15, 4507–4520. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-005-5101-x>.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Shelley, H., 2009. *A Guide to Monitoring the Ecological Quality of Ponds and Canals Using PSYM*. Environment Agency, Peterborough.
- 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. *Freshw. Biol.* 43, 175–205. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422–423, 153–162. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017042921298>.
- Wagner, R., Barták, M., Borkent, A., Courtney, G., Goddeeris, B., Haenni, J.-P., Knutson, L., Pont, A., Rotheray, G.E., Rozkošný, R., Sinclair, B., Woodley, N., Zatwarnicki, T., Zwick, P., 2007. Global diversity of dipteran families (Insecta diptera) in freshwater (excluding simuliidae, culicidae, chironomidae, tipulidae and tabanidae). *Hydrobiologia* 595, 489–519. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9127-9>.
- Watson, D.M., 2003. The standardized search: an improved way to conduct bird surveys. *Austral Ecol.* 28, 515–525. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01308.x>.
- Wilcoxon, F., 1945. Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics Bull.* 1, 80–83. <http://dx.doi.org/10.2307/3001968>.
- Williams, P., Julian, A.M., Ponds Conservation Trust (Great Britain), 2010. *The Pond Book: a Guide to the Management and Creation of Ponds*. Pond Conservation, Oxford.
- Williams, P., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* 115, 329–341. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8).

Annexe 4 : Pré-liste de référence des coléoptères aquatiques de Lorraine

				LOR.	LUX	ALSACE		
Ordre	Famille	Nom scientifique	Dét. ZNIEFF de Lorraine	LRN Belgique*	Statut de répartition Lorraine	Présence attestée Lorraine 1996-2016 (BDNat CENL) GEREND R., 2014 - Bull. SNL : tourbière de Vittoncourt	Liste Luxembourg GEREND, 2003 GEREND R., 2014 - redécouverte LUX	Liste référence d'Alsace, Callot 2016
Coleoptera	Adephaga	Gyrinidae	Gyrinus substriatus Stephens, 1829			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Gyrinidae	Gyrinus paykulli Ochs, 1927			X	RG	
Coleoptera	Adephaga	Gyrinidae	Gyrinus distinctus Aubé, 1836			X		
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Brychius elevatus (Panzer, 1794)			X	R	XX
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus confinis Stephens, 1828			X	RG	x
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus obliquus (Fabricius, 1787)			X	RG	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus fluviatilis Aubé, 1836			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus heydeni Wehncke, 1875			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus immaculatus Gerhardt, 1877			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus ruficollis (De Geer, 1774)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus flavicollis Sturm, 1834			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus fulvus (Fabricius, 1801)			X	X	x
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus laminatus (Schaller, 1783)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus mucronatus Stephens, 1828	?		X		
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus lineatocollis (Marsham, 1802)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Halipus variegatus Sturm,			X	VF	x
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Peltodytes caesus (Duftschmid, 1805)			X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Halipidae	Peltodytes rotundatus (Aubé, 1836)			X	RG	x
Coleoptera	Adephaga	Noteridae	Noterus clavicornis (De Geer, 1774)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Noteridae	Noterus crassicornis (O. F. Müller, 1776)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Hygrobiidae	Hygrobia hermanni (Fabricius, 1775)			X	R	
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus affinis (Paykull, 1798)			X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus bipustulatus (Linnaeus, 1767)		rép2	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus uliginosus (Linnaeus, 1761)			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus nebulosus (Forster, 1771)			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus congener (Thunberg, 1794)			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus sturmii (Gyllenhal, 1808)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus guttatus (Paykull, 1798)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Agabus paludosus (Fabricius, 1801)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius ater (De Geer, 1774)		VU* loc2?	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius aenescens Thomson, 1870			X	VF	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius chalconatus (Panzer, 1797)			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius fuliginosus (Fabricius, 1792)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius fenestratus (Fabricius, 1781)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius montanus (Stephens, 1828)			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius neglectus (Erichson, 1837)			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Ilybius quadriguttatus (Lacordaire, 1835) [= obscurus]			X	?	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Platambus maculatus (Linnaeus, 1758)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Colymbetes fuscus (Linnaeus, 1758)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Rhantus exsoletus (Forster, 1771)		VU* loc?	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Rhantus latitans Sharp, 1882			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Rhantus frontalis (Marsham, 1802)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Rhantus suturellus (Harris, 1828)			X	VF	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Rhantus suturalis (MacLeay, 1825) (= pulverosus)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Liopteris (Copelatus) haemorrhoidalis (Fabricius, 1787)		rép?	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Acilius sulcatus (Linnaeus, 1758)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Acilius canaliculatus (Nicolai, 1822)			X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Graphoderus cinereus (Linnaeus, 1758)		loc	X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Cybister lateralmarginalis (De Geer, 1774)		loc	X	VF	X
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Dytiscus dimidiatus Bergsträsser, 1778		VU* loc	X	VF	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Dytiscus lattissimus L.		disparu? <1950	X	VF	
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Dytiscus marginalis Linnaeus, 1758			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Dytiscus semisulcatus O. F. Müller, 1776		VU*	X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydaticus seminger (De Geer, 1774)		VU* loc	X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydaticus transversalis (Pontoppidan, 1763)		EN* loc	X	RG	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Bidessus unistriatus (Goeze, 1777)			X	VF	
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroglyphus geminus (Fabricius, 1792) (= pusillus)			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Graptodytes bilineatus (Sturm, 1835)		VU*	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Graptodytes pictus (Fabricius, 1787)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus angustatus Sturm, 1835		?	X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus discretus Fairmaire & Brisout, 1859			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus dorsalis (Fabricius, 1787) [ant. Suphrodytes]			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Suphrodytes sp (figuratus?) a			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus erythrocephalus (Linnaeus, 1758)		VU* ?	X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus ferrugineus Stephens, 1829			X	RA	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus gyllenhalii Schiöde, 1841			X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus neglectus Schaum, 1845		?	X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus memnonius Nicolai, 1822			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus melanarius Sturm, 1835			X		xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus longulus Mulsant & Rey, 1861			X	R	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus nigrita (Fabricius, 1792)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus obscurus Sturm, 1835			X	VF	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus palustris (Linnaeus, 1761)			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus planus (Fabricius, 1781)			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus pubescens (Gyllenhal, 1808)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus striola (Gyllenhal, 1826)		VU* loc	X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hydroporus tristis (Paykull, 1798)			X	VF	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hygrotus decoratus (Gyllenhal, 1810)			X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hygrotus impressopunctatus (Schaller, 1783)		?	X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hygrotus inaequalis (Fabricius, 1776)		rep?	X	x	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Coelambus parallelogrammus		halo.	X		
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Nebrioporus elegans (Panzer, 1794)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Porhydrus lineatus (Fabricius, 1775)			X	RG	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Hyphydrus ovatus (Linnaeus, 1761)		rép	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Laccophilus hyalinus (De Geer, 1774)			X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Laccophilus minutus (Linnaeus, 1758)		rep	X	X	xx
Coleoptera	Adephaga	Dytiscidae	Laccophilus poecilus Klug, 1834 (L.variegatus Germar, 1812)		?	X		xx

Annexe 4 : Pré-liste de référence des coléoptères aquatiques de Lorraine

Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus aquaticus (Linnaeus, 1758)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus grandis Illiger, 1798			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus flavipes Fabricius, 1792			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus granularis (Linnaeus, 1761)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus minutus Fabricius, 1775			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus nanus Sturm, 1836			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus obscurus Mulsant, 1844			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus porculus Bedel, 1881 [Empleurus aper]	??		X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus pumilio Erichson, 1837			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helophorus strigifrons Thomson, 1868			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Georissus (Georissus) crenulatus (Rossi, 1794)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrochus brevis (Herbst, 1793)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrochus crenatus (Fabricius, 1792) (=carinatus)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrochus elongatus (Schaller, 1783)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrochus ignicollis Motschulsky, 1860			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helochares (Helochares) lividus (Forster, 1771)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helochares obscurus (O. F. Müller, 1776)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Helochares (Helochares) punctatus Sharp, 1869			X	RA	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Chaetarthria seminulum (Herbst, 1797)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Anacaena bipustulata (Marsham, 1802)			X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Anacaena globulus (Paykull, 1798)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Anacaena limbata (Fabricius, 1792)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Anacaena lutescens (Stephens, 1829)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Crenitis punctatostriata (Letzner, 1840)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cymbiodyta marginella (Fabricius, 1792)		loc2?	X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus bicolor (Fabricius, 1792)		halo.	X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus halophilus (Bedel, 1879)		halo.	X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus melanocephalus (Olivier, 1792)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus ochropterus (Marsham, 1802)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus nigritus (Sharp, 1872)			X	?	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus quadripunctatus (Herbst, 1797)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus testaceus (Fabricius, 1801)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus affinis (Thunberg, 1794)			X	VF	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus coarctatus (Gredler, 1863)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Enochrus fuscipennis (Thomson, 1884)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Berosus luridus (Linnaeus, 1761)			X	VF	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Berosus signaticollis Charpentier, 1825			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius (Dimorpholaccobius) atrocephalus Reitter, 1872 [= ytenensis]			X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius (Dimorpholaccobius) obscuratus Rottenberg, 1874			X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius (Dimorpholaccobius) sinuatus binaghii Gentili, 1974			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius (Dimorpholaccobius) striatulus (Fabricius, 1801)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius minutus (Linnaeus, 1758)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Laccobius bipunctatus (Fabricius, 1775) (=alutaceus)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrochara caraboides (Linnaeus, 1758)		rép?	X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrophilus piceus (Linnaeus, 1758)	2	loc	X	VF	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrophilus aterrimus (Eschscholtz, 1822)		loc	X	VF	
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Limnoxenus niger (Gmelin, 1790)		loc	X		
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Hydrobius fuscipes (Linnaeus, 1758)		rép	X	X	XX
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Coelostoma orbiculare (Fabricius, 1775)			X	x	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon convexiusculus Stephens, 1829			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon haemorrhoidalis (Fabricius, 1775)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon impressus (Sturm, 1807)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon lateralis (Marsham, 1802)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon melanocephalus (Linnaeus, 1758)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon obsoletus (Gyllenhal, 1808)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon pygmaeus (Illiger, 1801)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon quisquilius (Linnaeus, 1761)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon sternalis (Sharp, 1918)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon analis (Paykull, 1798)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon laminatus Sharp, 1873			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cercyon nigriceps Marsham, 1801 [= atricapillus]			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Cryptopleurum minutum (Fabricius, 1775)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Megasternum concinnum (Marsham, 1802)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Sphaeridium bipustulatum Fabricius, 1781			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Sphaeridium lunatum Fabricius, 1792			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Sphaeridium marginatum Fabricius, 1787			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Sphaeridium scarabaeoides (Linnaeus, 1758)			X		xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydrophilidae	Sphaeridium substriatum Faldermann, 1838 b	??		?		
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Hydraena assimilis Rey, 1885			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Hydraena palustris Erichson, 1837			X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Hydraena (Hydraena) gracilis Germar, 1824			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Hydraena (Hydraena) riparia Kugelann, 1794			X	R	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Limnebius aluta Bedel, 1881			X	R	
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Limnebius papposus Mulsant, 1844			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Limnebius truncatellus (Thunberg, 1794)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Ochthebius minimus (Fabricius, 1792)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Hydraenidae	Ochthebius meridionalis (=O. marinus)		halo.	X		
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Oulimnius major (Rey, 1889) c			X		
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Limnius volckmari (Panzer, 1793)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Limnius perrisi (Dufour, 1843)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Stenelmis canaliculata (Gyllenhal, 1808)			X	R	
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Elmis rietscheli Steffan, 1958 d	??		??		
Coleoptera	Polyphaga	Elmidae	Elmis maugetii Latreille, 1798			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Dryopidae	Dryops auriculatus (Geoffroy, 1785)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Microcara testacea (Linnaeus, 1767)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Scirtes hemisphaericus (Linnaeus, 1767)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Cyphon coarctatus Paykull, 1799			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Cyphon padi (Linnaeus, 1758)			X	X	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Elodes pseudominuta Klausnitzer, 1971 e			X	?	xx
Coleoptera	Polyphaga	Scirtidae	Elodes minuta (Linnaeus, 1767) e			X	X	xx

* liste rouge des principales familles de coléoptère aquatique de Belgique (Dopagne)

a potentiel d'après la faune de France, Lachaussée, doute sur déter.

b Dabry, 2008 - Autigny, Gerbamont : non cité dans l'aire géographique par la Faune de France

c une autre sp semble plus commune : Oulimnius tuberculatus mais jamais cité de Lorraine

d bête des Alpes normalement, à valider par ex en collection (Dabry, 2 localités)

e deux formes d'une même sp.