

**MISE EN PLACE D'UN PROTOCOLE
DE SUIVI STANDARDISE
DES INVERTEBRES AQUATIQUES
SUR DOUZE CARRIERES ALLUVIONNAIRES
ET PREMIERES IDEES D'INTERPRETATION**



Marion LAPRUN

Master 2 Professionnel mention Sciences de l'univers, environnement, écologie

Spécialité Écologie, Biodiversité, Évolution

Année universitaire 2007-2008

Mémoire soutenu le 3 octobre 2008

Encadrée par Christophe Parisot

SOMMAIRE

INTRODUCTION	p.1
PARTIE I. PRESENTATION DE L'ETUDE ET DE SON CONTEXTE	p.2
I.1. Les carrières alluvionnaires : un nouveau milieu lié à l'homme	p.2
I.2. La place de l'ANVL : le projet ROSELIERE	p.3
I.3. Les taxons étudiés	p.4
I.4. La zone d'étude	p.4
I.5. Les 12 sites	p.6
PARTIE II. ÉLABORATION D'UN PROTOCOLE DE SUIVI	p.8
II.1. Contraintes techniques et statistiques et réflexion sur les protocoles existants	p.8
II.2. Le protocole retenu	p.9
II.2.1 Placement des points	p.9
II.2.2 Techniques d'échantillonnage	p.10
II.2.3 Périodes d'échantillonnage :	p.11
II.2.4 Relevé des paramètres physiques et écologiques	p.11
II.2.5 Détermination des individus récoltés	p.11
II.3. Un protocole innovant : une nécessité d'en vérifier les performances	p.12
II.3.1 Le choix d'un site « représentatif »	p.12
II.3.2 Détermination de la zone échantillonnée	p.12
II.3.3 Techniques et périodes d'échantillonnage	p.12
II.3.4 Résultats de la phase test	p.13
II.3.5 Modifications induites après cette première phase	p.14
PARTIE III. RESULTATS DE LA PHASE EN CONDITIONS REELLES	p.15
III.1. Comparaison des caractéristiques intrinsèques des sites	p.15
III.1.1 Richesse en taxons	p.15
III.1.2 Diversité	p.16
III.2. Comparaison de la participation des sites à la biodiversité de l'ensemble	p.17
III.2.1 Contribution	p.17
III.2.2 Originalité des sites	p.18
III.3. Analyses exploratoires	p.19
III.4. Premières idées sur les communautés caractéristiques des sites	p.21
PARTIE IV. DISCUSSIONS	p.22
IV.1. Remarques sur la méthode choisie	p.22
IV.2. Comparaison des sites	p.23
IV.3. Premières interprétations liées à l'ACC et aux ANOVA	p.25
IV.4. Résultats des valeurs indicatrices	p.27
IV.5. Réflexions générales	p.27
	p.29
CONCLUSION	
BIBLIOGRAPHIE	p.30
REMERCIEMENTS	p.32
ANNEXES	p.33

INTRODUCTION

La Bassée est une vaste plaine alluviale inondable d'un tronçon de la vallée de la Seine, en amont de Paris. De nombreux enjeux s'y côtoient : qualité de la ressource en eau, caractère de zone d'expansion des crues, biodiversité remarquable, agriculture et ressource en granulats. Ce dernier enjeu laisse aujourd'hui une empreinte omniprésente en Bassée à travers de nombreux plans d'eau issus de carrières anciennes ou actuelles. Or, ces carrières alluvionnaires représentent un nouveau milieu naturel totalement lié aux activités humaines. Ce sont des plans d'eau, alimentés par la nappe phréatique qui a été mise à jour, qui constituent de nouveaux lieux d'accueil de la faune et de la flore aquatiques. Cette création d'un nouveau milieu entraîne de nombreux changements et l'issue de l'exploitation en termes de biodiversité dépend beaucoup du réaménagement qui y aura été effectué.

Le projet ROSELIERE¹ a été instauré par l'ANVL en 2006 sur ces carrières afin d'y effectuer un suivi de la biodiversité et d'apporter aux carriers des conseils en termes de réaménagement et de gestion. Une première phase s'est portée sur la biodiversité terrestre (Zucca, 2006), tandis que la présente étude aborde le milieu aquatique. Cette seconde phase a pour but d'échantillonner les différents groupes taxonomiques puis de comparer douze sites entre eux et dans le temps du point de vue des invertébrés aquatiques. Les influences existant entre les paramètres physiques et écologiques des sites et leur biodiversité aquatique pourront ainsi faire l'objet de premières hypothèses d'analyses.

À long terme, le but du projet ROSELIERE est d'obtenir des méthodes simples d'évaluation des plans d'eau, telles que l'IBGN pour les cours d'eau, la méthode PLOCH (Oertli et al., 2000) ou l'IBEM (Indermülhe et al. 2008) pour les étangs mais qui se révèlent inadaptées à ce type de milieux (plans d'eau douce stagnante de grande étendue) ou trop peu standardisées. Pour ces raisons, un protocole doit donc être créé *de novo* en s'inspirant de méthodes existantes. Les premiers résultats obtenus constitueront un premier pas dans l'étude des invertébrés aquatiques des carrières alluvionnaires. Cependant, il est indispensable d'effectuer ce suivi sur le long terme pour aboutir à de réelles conclusions.

¹ Réseau d'Observation des Sablières en Eau Libre à Intérêt Écologique et Réaménagement Environnemental

PARTIE I. PRESENTATION DE L'ETUDE ET DE SON CONTEXTE

I.1. Les carrières alluvionnaires : un nouveau milieu lié à l'homme

Ces carrières sont des exploitations de granulats alluvionnaires, ressource minérale du lit majeur des cours d'eau et des terrasses fluviales. Les matériaux extraits (sables et graviers) sont la base, avec le ciment, de la fabrication du béton utilisé depuis le début du XX^{ème} siècle pour de nombreuses constructions. Le coût de ces matériaux étant fortement rattaché à celui du transport, les carrières s'établissent en réseau, à proximité des lieux de consommation. La faible épaisseur de ce type de gisements en vallée de la Seine et la présence sous-jacente d'une nappe phréatique mise à jour au fur et à mesure de l'exploitation aboutissent ainsi à de grandes surfaces en eau.

Depuis la loi du 9 juillet 1976, les carrières sont considérées comme des ICPE (Installations Classées au titre de la Protection de l'Environnement) et elles doivent faire l'objet d'une demande d'autorisation auprès du préfet (une simple déclaration au maire était auparavant suffisante) et d'une étude d'impact préalable à l'exploitation (depuis 1979). Ce dernier point a pour but de veiller à ce que le milieu touché ne subisse pas un impact trop fort, notamment en termes écologiques, et il prévoit les conditions de remise en état, indispensable depuis 1994. En effet, le réaménagement doit comporter au minimum un nettoyage des terrains, l'insertion paysagère et la mise en sécurité du site.

Actuellement, en Bassée seine-et-marnaise, les exploitations s'installent le plus souvent sur des terres en culture. Dans le cadre de la demande d'autorisation et de l'étude d'impact, un diagnostic écologique est effectué pour estimer la biodiversité présente dans le milieu d'origine (il est important de remarquer que, souvent, l'état suivant l'exploitation devient aquatique, le suivi ne possède donc pas d'état de référence antérieur à l'installation de la carrière). Dans certains cas, une cellule de concertation constituée des propriétaires, de la commune, des pouvoirs publics et d'associations est également instaurée pour prévoir quelles seront les modalités du réaménagement et, d'une manière plus générale, l'avenir de la carrière.

Lors de l'exploitation, les niveaux non exploités (terre végétale, stériles, roches altérées) sont tout d'abord décapés et stockés pour les réutiliser lors du réaménagement du site qui s'effectue parallèlement à l'extraction, au fur et à mesure de l'avancée de la carrière. Chaque zone dont le creusement est terminé se voit réaménagée tandis que l'exploitation d'autres zones est entamée (réaménagement coordonné).

Le type de réaménagement est très variable, il peut être à vocation écologique, de loisirs (sports nautiques, pêche, base de loisirs...) ou agricole. Depuis le début des années 90, les projets de bases de loisirs, auparavant majoritaires, diminuent tandis que ceux à vocation écologique, bien qu'encore assez rares, se font plus courants. Dans ce cas, différentes pratiques peuvent avoir lieu :

terrassment important des berges, diversification des habitats avec l'installation d'îlots et de hauts fonds, plantations... L'exploitation d'une carrière entraîne des perturbations sur le milieu originel par la destructuration du sol et l'enlèvement d'une partie du substrat. Toutefois, l'ampleur de l'impact est variable car il dépend de la valeur écologique de la zone de départ ainsi que du type de réaménagement qui est mis en place. Il est ainsi possible que la richesse et la diversité écologiques du site se voient augmentées par rapport à l'état précédant l'exploitation. De plus, les carrières alluvionnaires ont un atout particulier lié au contact avec la nappe phréatique, impliquant des habitats de zones humides et une eau oligotrophe, et sont potentiellement des pôles de halte d'oiseaux migrateurs ou hivernants.

I.2. La place de l'ANVL : le projet ROSELIERE

Dans ce contexte, l'ANVL est devenue un interlocuteur auprès des carriers. Elle conventionne avec les propriétaires de certaines carrières en Bassée dans le but de mettre en place un suivi des sites et une gestion post-exploitation. Dans certains cas, elle conseille également les carriers pour le réaménagement ou l'installation de structures d'accueil du public pour une valorisation pédagogique des sites.

Dans le cadre du suivi de la diversité écologique des plans d'eau, le projet ROSELIERE a été initié dans un objectif de comparer onze sites (sous convention) entre eux et d'étudier leur évolution dans le temps en utilisant des protocoles standardisés. La première phase concernait le suivi de la faune et de la flore terrestres et était étudiée par un stagiaire de l'ANVL, Maxime ZUCCA (Zucca, 2006). Cette partie concernait les oiseaux, reptiles et amphibiens, insectes terrestres (odonates adultes, carabidés, rhopalocères), arachnides ainsi que les végétaux terrestres. Des protocoles d'échantillonnage préexistants ont été appliqués et ont permis d'obtenir des premiers résultats qui seront à compléter par la poursuite du suivi annuel.

La nécessité d'un suivi du milieu aquatique était évidente mais n'avait pu être effectuée lors de cette phase. Cette partie semblait d'une importance considérable pour différentes raisons. Tout d'abord, le milieu obtenu après exploitation est avant tout représenté par un plan d'eau ; les habitats dominants deviennent donc aquatiques ou humides. D'autre part, bon nombre d'insectes ont une reproduction comportant une phase larvaire aquatique (odonates, diptères...). Il était donc important d'échantillonner cette biodiversité pour comprendre la présence de certains taxons à l'état adulte. En effet, il est difficile de dire, sans échantillonner le plan d'eau, si un odonate adulte observé provient d'une reproduction intra-site ou d'une migration en provenance d'un lieu voisin. De plus, bon nombre de taxons aquatiques sont des indicateurs directs de l'état du plan d'eau car ils sont totalement inféodés au site et ne peuvent pas ou peu se déplacer.

Le but de cette étude est donc de compléter l'échantillonnage des carrières étudiées précédemment (en y ajoutant un site supplémentaire), en étudiant les taxons faunistiques aquatiques, afin de comparer les sites entre eux, de suivre leur évolution dans le temps et d'établir des conjonctions entre leur diversité et leurs caractéristiques. Le postulat selon lequel les carrières les plus remarquables sont celles ayant fait l'objet d'un réaménagement à vocation écologique (berges en pente douce, diversité d'habitats, hauts fonds à herbiers aquatiques...) sera ainsi testé par le biais de nouveaux protocoles. Une attention particulière sera portée à la standardisation des techniques d'échantillonnage, cet aspect étant primordial pour pouvoir comparer les sites entre eux.

I.3. Les taxons étudiés

Cette étude s'est donc portée sur de nombreux taxons d'invertébrés ayant au moins une phase aquatique : coléoptères, odonates, trichoptères, éphéméroptères, diptères, hétéroptères, mollusques bivalves et gastéropodes, annélides achètes (sangsues), plathelminthes turbellariés (planaires), arachnides (hydracariens), crustacés. Certains taxons comme les oligochètes sont toutefois écartés par manque de temps et de matériel adéquat (difficulté de récolte, très petite taille).

I.4. La zone d'étude

La Bassée est une vaste plaine alluviale de la Seine qui s'étend sur 75 km, comprise entre Méry-sur-Seine en amont et La Grande-Paroisse en aval. Elle est située à la fois en Seine-et-Marne, dans l'Aube et dans la Marne. La basse vallée de l'Yonne est également couramment incluse dans cette zone. Sa superficie est d'environ 30 000 ha, contrôlant 25% du débit à Paris en emmagasinant un volume considérable d'eau, protégeant ainsi l'agglomération parisienne des crues (Parisot, 1996). Seule la Bassée seine-et-marnaise en aval, entre La Grande-Paroisse et Villiers-sur-Seine sera prise en compte dans cette étude.

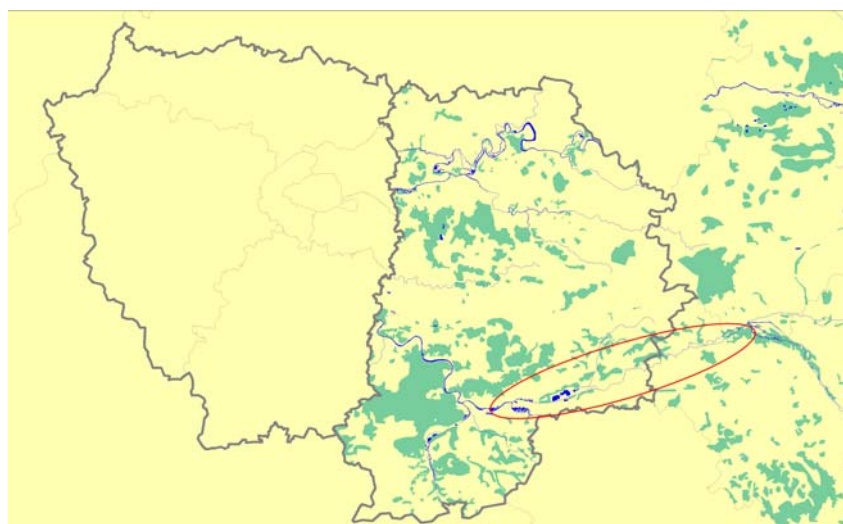


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude

Des phénomènes d'érosion massive et de dépôts d'alluvions dus à l'alternance d'épisodes glaciaires et interglaciaires lors de l'ère quaternaire ont été à l'origine de cette large vallée alluviale sur laquelle se développent les zones humides actuelles. Sa très faible pente (0,35 à 0,5%) lui confère une fonction de zone d'expansion des crues et implique des éléments hydrographiques lents et chauds, associés à de nombreuses zones stagnantes. De plus, la vallée héberge une nappe phréatique alluviale très peu profonde, alimentée en partie par la Seine mais surtout par les infiltrations d'eaux de pluies et des inondations, qui constitue la dernière réserve d'eau potable importante pour l'agglomération parisienne. La Bassée a donc un rôle primordial dans le fonctionnement hydrologique du bassin versant. Cependant, l'aménagement d'un canal à grand gabarit entre Montereau-Fault-Yonne et Bray-sur-Seine dans les années 70 et les barrages-réservoirs de la Seine et de l'Aube ont considérablement modifié le régime hydrique de la Seine, augmentant sa capacité d'écoulement et réduisant la fréquence, la durée et l'amplitude des inondations.

Cette région est également connue pour posséder un grand intérêt écologique : c'est une des rares zones humides fluviales continentales du Nord de la France qui, du fait de sa position et de ses influences biogéographiques, possède une grande richesse biologique et une diversité importante de milieux. Cet intérêt est, toutefois, mis en péril par les pratiques agricoles intensives induisant une forte utilisation d'intrants azotés et de pesticides, ainsi que la perte d'une grande partie des prairies humides. Les surfaces agricoles ont, cependant, tendance à régresser en raison de l'augmentation des sites d'extraction d'alluvions qui a induit une transformation du paysage, passant ainsi de zones agricoles à des plans d'eau hétéroclites souvent bordés de peupleraies-frênaies.

La richesse de cette vallée a conduit à différentes mesures de protection :

- création d'une réserve naturelle de 854,6 ha comprenant des noues, des boisements alluviaux relictuels et des milieux prairiaux abritant plusieurs espèces d'intérêt communautaire (directives Oiseaux et Habitats) ;
- une grande partie (27 643 ha) appartient au réseau Natura 2000 en tant que Zone de Protection Spéciale (cela concerne la quasi totalité des plans d'eau de la Bassée) et il existe également des Zones de Conservation Spéciale au sein de la réserve ;
- classement de la quasi totalité de la vallée en ZNIEFF de type II et de nombreuses zones de faibles surfaces en ZNIEFF de type I ;
- plusieurs arrêtés préfectoraux de biotope et des zones acquises par le département en tant qu'Espaces Naturels Sensibles ;
- plusieurs acquisitions de parcelles par ProNatura Ile-de-France, conservatoire régional associatif des espaces naturels.

C'est donc au sein de cette zone particulièrement intéressante de l'Ile-de-France qu'a pris place cette étude. Le suivi de la biodiversité des anciennes carrières permettra d'y compléter les inventaires des invertébrés aquatiques, plutôt rares sur ce type de milieux.

I.5. Les 12 sites

Douze sites sont étudiés dans cette étude, tous situés en Seine-et-Marne, excepté un dans l'Yonne. En voici une rapide présentation (sauf précision, ils sont tous gérés par l'ANVL et les surfaces indiquées sont celles en eau) :

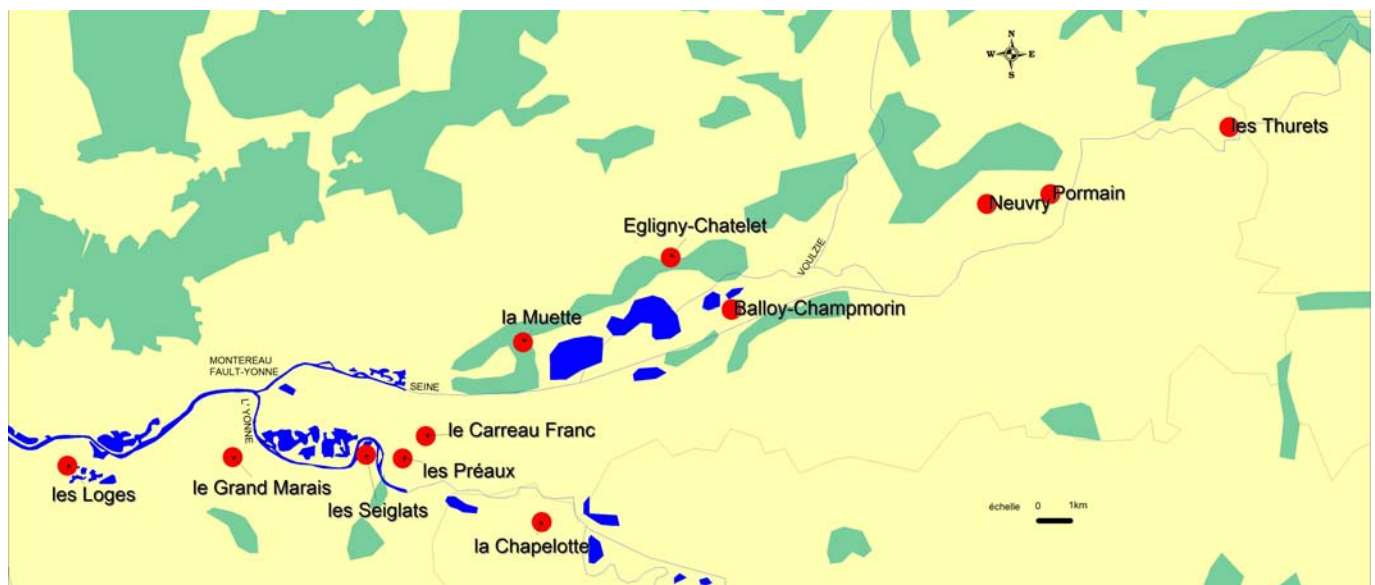


Figure 2 : Localisation des 12 sites

Les Loges (La Grande-Paroisse) : site d'environ 14 ha, propriété de la Ville de Paris gérée par EAUDEPARIS qui est inclus dans un périmètre de protection rapprochée en raison de la forte proximité d'un champ captant d'eau potable. Il a fait l'objet d'un reterrassment des berges postérieur à la remise en état. Les mesures de gestion consistent en un entretien de la ripisylve et une fauche tardive.

Espace Naturel du Grand Marais (Varenes-sur-Seine) : ce plan d'eau de 16 ha a été rétrocedé après exploitation (2002) à ProNatura IDF. Il a fait l'objet d'un réaménagement écologique avec création de 3 îlots graveleux, remodelage du fond et reprofilage des berges (grande sinuosité et pente douce). Deux observatoires y ont été installés dont un en accès libre et le second en accès réglementé. Le site est pâturé par des chevaux et est broyé tardivement.

Les Seiglats (Cannes-Ecluse) : cette propriété de la région est gérée par l'Agence des Espaces Verts d'Ile-de-France. L'exploitation de ces 40 ha a pris fin dans les années 80 et n'a subi aucun réaménagement. Un plan de gestion est en cours et une plateforme artificielle à intérêt ornithologique et un observatoire ont été installés. Ce site situé juste en bordure de l'Yonne y est connecté par débordement et possède une ripisylve dense et âgée. Il est soumis à un arrêté

préfectoral de protection de biotope et constitue un domaine naturel régional qui deviendra prochainement une Réserve Naturelle Régionale.

Réserve ornithologique du Carreau-Franc (Marolles-sur-Seine) : ces 14 ha appartiennent au Conseil Général de Seine-et-Marne, ils sont pâturés extensivement par des bovins rustiques (race Highland) depuis 2007. L'exploitation s'est terminée en 1993 et un réaménagement écologique y a eu lieu : berges sinueuses en pente douce, 11 îlots entretenus régulièrement pour favoriser la nidification des oiseaux. Il s'agit d'un Espace Naturel Sensible à grand intérêt ornithologique faisant également l'objet d'un arrêté préfectoral de protection de biotope depuis 1991. Trois observatoires dont un extérieur ouvert au public y ont été installés. Il jouxte l'A5 et la voie TGV dont les constructions sont étroitement liées à l'extraction de granulats de cette carrière.

Les Préaux (Marolles-sur-Seine) : cette ancienne exploitation (2002) de 45 ha a été acquise en quasi totalité par ProNatura IDF. Elle a subi un réaménagement simple avec la création de deux grands îlots dont un est entretenu régulièrement (les autres étant envahis par la végétation). Ce site est connecté à l'Yonne par un cours d'eau.

La Muette (Marolles-sur-Seine) : exploité par BGIE jusqu'en 2002, l'exploitation par CEMEX d'une partie du site se poursuit actuellement. Les 12 ha dont l'exploitation est achevée ont fait l'objet d'un réaménagement simple et les berges sont broyées régulièrement. La partie actuellement exploitée fera l'objet un réaménagement « écologique » qui retouchera également l'ancien site. Il est important de noter la forte proximité de boisements alluviaux anciens.

La Chapelotte (étang des Pâtures, Villeneuve-la-Guyard, Yonne) : propriété de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), ces 8 ha ne sont plus exploités depuis 1989. Le réaménagement a été simple : des berges en pente douce et une presque île inondable sont toutefois présentes en raison de la faible quantité de gisement. Ce site est connecté à l'Yonne par débordement, il fait l'objet d'un broyage tardif et possède un observatoire accessible au public.

Champmorin (Balloy et Bazoches-les-Bray) : les propriétaires (GSM et Lafarge Granulats) ont cessé l'exploitation de ces 60 ha en 2001 et y ont effectué un réaménagement écologique : grand linéaire de berges, grand îlot et presque île inondable régulièrement entretenus. Ce site est connecté à la Seine par un cours d'eau et est proche d'éléments hydrographiques naturels (bras mort). Il est fauché tardivement, possède des roselières importantes et un observatoire accessible au public.

Le Chatelet (Egigny) : ces 21 ha appartenant à l'AESN devraient être gérés par la Fédération de Chasse de Seine-et-Marne. Ils ne sont plus exploités depuis 2007 et ont été réaménagés simplement. Ce site est connecté à une noue temporaire par un réseau de chenaux.

Neuvry (Jaulnes) : ce site de 22 ha toujours en exploitation par A2C fait l'objet d'un réaménagement écologique : îlots graveleux, prairies inondables, mares, vasières et réseaux de chenaux. Il possède un grand intérêt batrachologique, ornithologique et profite de sa forte proximité

avec la réserve naturelle ainsi que de sa connexion par débordement avec la Seine. Il dispose d'un observatoire accessible au public.

Pormain (Grisy-sur-Seine) : cette propriété d'A2C de 8 ha n'est plus exploitée depuis 2004 et possède des berges en pente très douce suite à un réaménagement écologique. Il est constitué d'une prairie inondable par la Seine, pâturée extensivement par des bovins et des équins et est très proche des milieux naturels appartenant à la réserve.

Les Thurets (Villiers-sur-Seine) : cette carrière, toujours en exploitation, est réaménagée écologiquement au fur et à mesure de l'avancement de l'extraction. Elle possède de nombreux îlots gravelo-sableux, des chenaux et hauts-fonds et est directement connectée avec la Seine (exploitation par drague et transit par voie fluviale pour le transport des granulats). Elle est également pâturée extensivement par des Highlands.

Un tableau récapitulatif des caractéristiques des sites est présenté en annexe 2.

PARTIE II. ÉLABORATION D'UN PROTOCOLE DE SUIVI

II.1. Contraintes techniques et statistiques et réflexion sur les protocoles existants

Des contraintes ont été mises en évidence en ce qui concerne la mise en place du protocole. En effet, les sites étudiés ont une surface relativement importante (d'une dizaine à une soixantaine d'hectares) ; les protocoles utilisés doivent être simples à mettre en œuvre (matériaux faciles à trouver, conception simple, pièges faciles à poser...), peu coûteux en temps et en argent, aisément reproductibles et peu contraignants pour que le suivi puisse être continué par la suite, standardisés et significativement représentatifs. Il est envisagé d'élargir le protocole à d'autres carrières de certains exploitants (CEMEX et GSM) sur l'ensemble du territoire français, il était donc important d'assurer au maximum la reproductibilité des techniques et la facilité de mise en œuvre. De nombreux compromis se sont donc imposés, il a fallu par exemple allier une limitation du temps d'échantillonnage et un nombre suffisant de données pour obtenir des résultats statistiquement satisfaisants. De même, la standardisation était primordiale, autant en ce qui concerne la conception des systèmes d'échantillonnage que leur mise en œuvre.

Une phase de recherche bibliographique a permis de répertorier et de comparer un nombre conséquent de méthodes utilisées pour l'échantillonnage des invertébrés aquatiques (cf. tableau de comparaison des méthodes en annexe 3). À l'issue de cette recherche, il s'est révélé évident que très peu d'études et protocoles existaient dans ce domaine. En effet, la plupart des travaux concernant les invertébrés aquatiques d'eau douce portent sur les milieux lotiques (IBGN notamment) ou sur

des mares ou plans d'eau de faible surface. Les protocoles d'échantillonnage correspondants sont alors à tester et adapter aux plans d'eau de carrières, de surface plus conséquente.

Les quelques études portant sur les invertébrés aquatiques des milieux lenticques utilisent le plus souvent des techniques de filtration (troubleau, épuisette...), par des mouvements à travers la colonne d'eau, ou des prélèvements du sédiment à l'aide d'une benne ou d'un cylindre (Biggs et al., 1998 ; Oertli et al., 2000 et 2002 ; Scher, 2005 ; Verneaux et al., 2004 ...). Cependant, l'utilisation de filets est peu standardisée et induit une grande variabilité due à l'observateur, tandis que le prélèvement du sédiment peut se révéler très coûteux en temps par rapport au nombre de taxons collectés.

En conséquence, il a été décidé d'utiliser des substrats artificiels et des pièges à bouteilles en pleine eau car ils permettent de standardiser l'effort d'échantillonnage (De Pauw et al., 1986). D'autre part, ils sont utilisables dans tous les milieux, peu coûteux, faciles à construire et ne créent pas de dommage au milieu (Scher, 2005), ils réduisent également le temps alloué au tri car ils permettent de récupérer moins de matière organique et/ou sédiments (Hanson et al., 2000). Les pièges à bouteilles sont particulièrement efficaces en ce qui concerne les individus très mobiles, notamment dans les habitats à végétation dense où l'utilisation d'un filet devient difficile (Becerra Jurado et al., 2008). Les seuls inconvénients de ce type de pièges sont le fait qu'une seconde visite est forcément nécessaire et qu'il existe un risque de prédation entre la pose et la récolte. Toutefois, l'impact des invertébrés prédateurs sur les prises paraît modéré (Elmberg et al., 1992). Les substrats artificiels, quant à eux, sont parfois considérés comme de mauvaises représentations des communautés par certains auteurs (Rosenberg & Resh, 1982 in Scher, 2005), c'est pourquoi nous avons décidé de combiner ici les deux techniques.

Parmi les méthodes recensées, celles-ci semblent les plus adaptées pour cette étude et constituent le meilleur compromis entre standardisation, coûts matériel et temporel et facilité à mettre en œuvre.

D'autre part, des discussions avec des scientifiques ayant travaillé sur le milieu aquatique (Christian Kerbirou² et Olivier Scher³) ont permis de confirmer l'intérêt de telles méthodes et d'en préciser les limites et contraintes.

II.2. Le protocole retenu

II.2.1 Placement des points

Un protocole de placement des points a été élaboré et sera suivi autant que possible sur l'ensemble des sites. Toutefois, des contraintes techniques peuvent imposer des adaptations à des situations

² du Centre de Recherche sur la Biologie et les Populations des Oiseaux au Muséum National d'Histoire Naturelle

³ du Pôle-Relais Mares et Mouillères

particulières (configuration du site, accès difficile...). Un minimum de 5 répliquats est supposé nécessaire pour obtenir un échantillonnage représentatif et pour collecter une proportion suffisante de taxons. Cette hypothèse sera vérifiée lors d'une phase test (cf. II.3.5). Aussi, chaque site sera équipé du nombre de stations de suivi déterminé par cette phase, sous forme de points.

Ces points seront placés de la manière suivante :

- selon un choix purement formel le premier point est disposé sur la berge la plus au Nord puis les autres sont placés en partant vers l'Ouest.
- les points suivants sont régulièrement espacés sur la berge de façon à prospecter 1/5 du périmètre du plan d'eau, ainsi la taille du plan d'eau et la sinuosité des berges sont prises en compte. La totalité du site ne pouvait être prospectée pour des contraintes de temps et d'accessibilité.

II.2.2 Techniques d'échantillonnage

À chaque point, un piège est installé sur la frange littorale à une profondeur d'1 m à l'instant t de la pose, l'emplacement pouvant varier entre les années selon les niveaux de la nappe.

Le piège est constitué d'un piquet standard d'1m50 (piquet de clôture électrique) muni de crochets à différentes hauteurs permettant la fixation des éléments du piège (cf. annexe 4) :

- **Deux pièges bouteilles** : un vertical et un horizontal permettant un échantillonnage passif et aléatoire, principalement des espèces mobiles qui nagent dans la colonne d'eau. Il s'agit de bouteilles de soda translucides et homogènes dont le goulot a été coupé et inversé de sorte à former un entonnoir, d'après les protocoles modifiés de Becerra Jurado et al. (2008) et Muscha et al. (2001). Le fond est percé de trous de faible diamètre pour éviter la présence de bulles d'air et permettre une vidange plus aisée lors de la relève.
- Un ensemble de **substrats artificiels** inspiré du protocole de Scher (2005) et constitué d'un tampon à récurer (environ 13,5x11cm) fixé sur le bas du piquet, d'une plante aquatique artificielle (imitation de *Nitella sp.*, d'une hauteur de 15-21cm) et d'une brosse en chiendent (22cm de long), toutes deux placées à la base du piège en contact avec le substrat. Ces substrats artificiels visent à la fois des espèces benthiques et pélagiques, les différents types proposés permettant d'élargir l'attractivité potentielle et d'augmenter la possibilité de colonisation par les invertébrés. Un substrat artificiel supplémentaire est constitué d'une brique creuse posée à faible profondeur à proximité du piquet.
- Un **grillage d'émergence** pour la récupération des exuvies d'odonates de 50x50 cm, 6.4 mm de maille, dont 25 cm sont immergés et 25 cm émergés. L'ensemble du piège étant à 1 m de profondeur, le grillage débutera donc à 75 cm du fond. Ce piège permet de récupérer les exuvies d'odonates dont les larves doivent grimper sur des surfaces émergées (plantes, pierres, sable de la rive...) pour que l'adulte puisse s'extraire (Heidemann & Seidenbusch,

2002). Le grillage constitue alors un support adapté et les exuvies deviennent facilement récupérables.

Les bouteilles sont laissées en place 48 h puis relevées, le reste est récupéré au bout de 2 semaines (d'après Scher, 2005). Les exuvies seront également récoltées au bout des deux semaines. Lors de la relève des pièges, on prend soin de replacer l'ouverture des bouteilles vers la surface avant de sortir les bouteilles de l'eau pour éviter la perte d'individus. Pour les mêmes raisons, une bourriche dont le fond est doublé d'un filet à maille plus fine est passée sous le piquet quand les pièges sont sortis de l'eau et les individus s'y trouvant sont également récupérés.

II.2.3 Périodes d'échantillonnage :

Deux sessions ont eu lieu : une phase d'essai sur un seul site pour déterminer l'efficacité du système d'échantillonnage, les problèmes techniques et le nombre nécessaire de pièges et une session d'échantillonnage en mai/juin sur l'ensemble des sites : pose des pièges les 20 et 21 mai, relève des bouteilles les 22 et 23, relève totale les 3 et 4 juin.

II.2.4 Relevé des paramètres physiques et écologiques

Différentes caractéristiques sont relevées pour chaque point : pente de la berge (douce, moyenne ou abrupte), végétation de la berge (prairie/roselière ou boisement). D'autres paramètres sont relevés pour les sites par SIG⁴ d'après les photographies aériennes disponibles (datant de 2003) : surface et linéaire de berges, sinuosité (linéaire/surface). Pour les sites encore en exploitation, ces données sont relevées approximativement par rapport à la forme actuelle du site. Ces paramètres sont complétés par l'âge (< ou > à 10 ans, toujours exploité), le type de réaménagement (écologique, simple, reterrassment ultérieur, aucun), la connexion hydraulique (0 absence de connexion, 0,5 connexion par inondation ou 1 connexion totale) et seront utilisés pour les analyses statistiques dans le but de voir s'ils ont une influence sur les communautés d'invertébrés aquatiques des différents sites (cf. annexe 2).

II.2.5 Détermination des individus récoltés

Les individus récoltés sont placés dans des pots hermétiques contenant de l'alcool à 70°. La détermination des individus s'effectue à l'aide du Tachet (2000) et du guide d'identification des larves et exuvies de libellules d'Heidemann et Seidenbusch (2002). Les niveaux taxonomiques et les limites de détermination sont fixés par rapport à ces deux ouvrages et au matériel utilisé. En effet, la loupe binoculaire⁵ ne possède pas un grossissement assez élevé pour observer tous les

⁴ MapInfo 7.0

⁵ Grossissement maximum 45x

détails nécessaires à la détermination de certains individus très petits, mais dans la plupart des cas cet outil était suffisant. D'autre part, pour certains groupes, la détermination a été limitée à un niveau inférieur à celui proposé par le Tachet pour des contraintes de temps. C'est le cas pour les larves de diptères : la détermination s'arrête au niveau de la sous-famille car la connaissance de la tribu n'apporterait que peu par rapport au temps supplémentaire nécessaire. Les adultes issus d'émergence dans les bouteilles sont quant à eux écartés de la détermination car ils sont considérés comme aériens et non plus aquatiques, d'autant plus que la clé ne permet pas de les identifier. Dans le cas des taxons à adultes et larves aquatiques (coléoptères et hétéroptères), il est intéressant de faire la distinction entre les deux stades car les adultes peuvent quitter temporairement le milieu aquatique et par conséquent se disperser sur de plus ou moins grandes distances, tandis que les larves proviennent effectivement du plan d'eau.

II.3. Un protocole innovant : une nécessité d'en vérifier les performances

Le protocole proposé est novateur : il regroupe plusieurs techniques d'échantillonnage employées dans d'autres études mais dans des situations différentes. De ce fait, et étant donné les contraintes citées précédemment, il s'est révélé nécessaire de le tester préalablement à son application directe sur l'ensemble des sites. Cette phase test a été mise en place sur un site supposé représentatif, plus tôt en saison par rapport à la période d'échantillonnage à proprement parler, et a permis d'estimer l'efficacité du protocole et de l'ajuster en fonction des difficultés rencontrées.

II.3.1 Le choix d'un site « représentatif »

Le site retenu pour la phase test est le plan d'eau de Champmorin situé sur la commune de Balloy. De par sa diversité en habitats, il a été supposé qu'il regroupait une diversité de caractères suffisamment importante pour être représentatif de l'ensemble des 12 sites.

II.3.2 Détermination de la zone échantillonnée

Dans le but d'obtenir une courbe d'accumulation du nombre de taxons en fonction du nombre de pièges et de pouvoir définir si 5 points sont suffisants pour contacter une certaine proportion des taxons présents, il a été décidé de poser le plus de pièges possible sur ce site. Douze points (maximum imposé par les contraintes matérielles et temporelles) ont donc été disposés selon le protocole de placement décrit précédemment (§II.2.1) : 1/5 du plan d'eau est prospecté par 12 points, soit une distance inter point de 1/55 du périmètre du plan d'eau.

II.3.3 Techniques et périodes d'échantillonnage

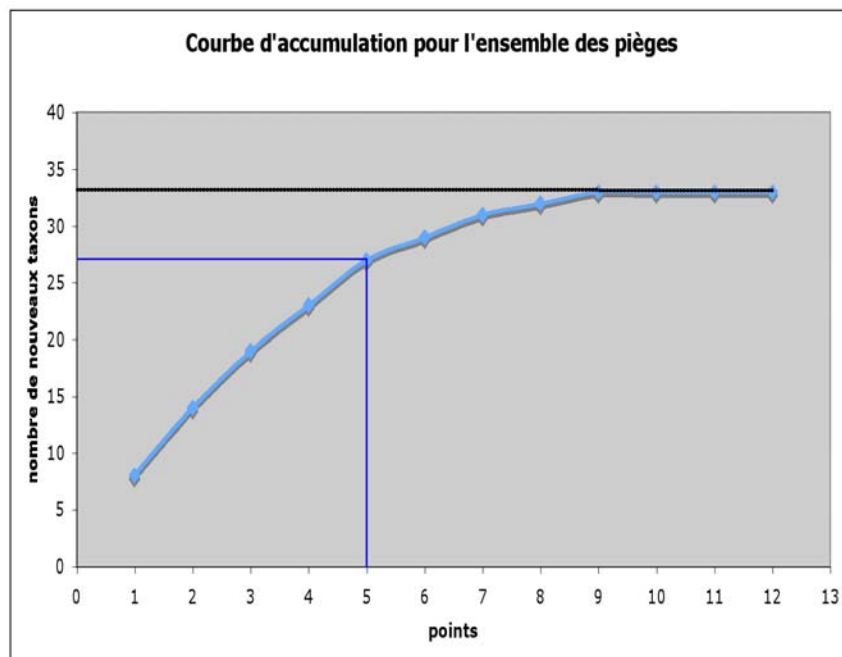
L'intérêt étant de pouvoir les tester et éventuellement les améliorer par la suite, les techniques d'échantillonnage utilisées sont celles présentées au §II.2.2. Les individus récoltés sont

individualisés non seulement par point mais également par type de piège pour pouvoir évaluer les éventuelles différences d'efficacité de ces derniers.

Cette phase a eu lieu à la mi-avril : les pièges sont posés le 14, les bouteilles sont relevées le 16 et l'ensemble du piège est récupéré deux semaines après la pose (29 avril). Cette phase prenant place plus tôt en saison, les taxons collectés ne seront pas forcément les mêmes que ceux qui seront contactés lors de la phase en conditions réelles (en raison des différentes périodes d'émergence). Cependant, on suppose qu'elle constitue une bonne représentation de ce qu'il pourrait arriver par la suite et elle permet, quoiqu'il en soit, de mettre en évidence les différentes failles et problèmes de la mise en place du protocole.

II.3.4 Résultats de la phase test

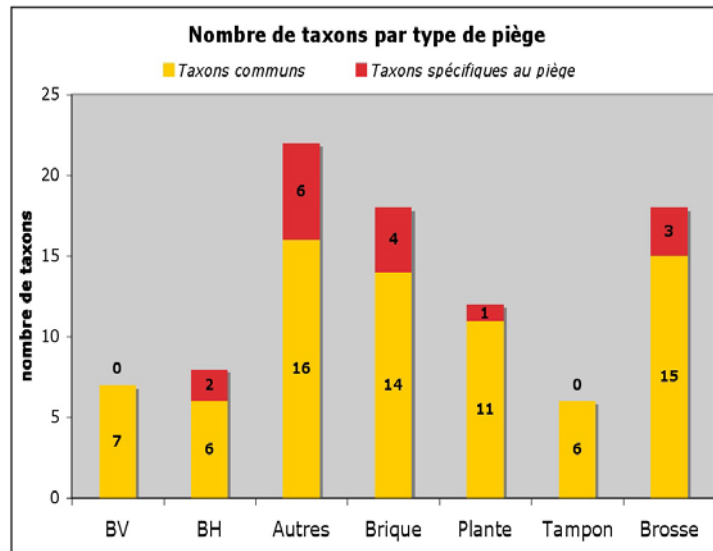
Après récolte et détermination des échantillons, il a été possible de tracer une courbe d'accumulation du nombre de nouveaux taxons en fonction du nombre de points.



Graphique 1 : Courbe d'accumulation des taxons obtenue après la phase test

Cette courbe permet d'observer un plateau de saturation à 33 taxons au bout de 9 points d'échantillonnage et on constate que 27 taxons sont obtenus pour 5 points, soit 80% de l'ensemble des taxons détectés. De ce fait, ces 5 points d'échantillonnage sont considérés comme satisfaisants pour l'étude (Scher, Kerbiriou, com. pers.).

D'autre part, cette phase a permis de mettre en évidence les différences d'attractivité des pièges (résultats complémentaires en annexe 6). En effet, certains types se sont révélés beaucoup moins attractifs que d'autres (moins de taxons) et d'autres sont apparus très spécifiques à certaines espèces.



Graphique 2 : Nombre de taxons communs et spécifiques par type de piège

Cette phase permet également de mettre en évidence l'importance de la récolte des individus sur le piquet et l'utilisation de la bourriche (catégorie autres) qui limitent la perte d'individus et permettent de récupérer des taxons absents des pièges.

II.3.5 Modifications induites après cette première phase

Lors de la phase test à Balloy, différentes contraintes et difficultés sont apparues, notamment en ce qui concerne la phase de relevé des pièges et de récolte des échantillons. Cette phase a donc été très bénéfique car elle a permis de réajuster le protocole et de pointer des détails qui n'avaient pas été envisagés auparavant.

	Problèmes	Solutions
Installation des pièges	Accessibilité du site avec du matériel encombrant	Utilisation d'une barque ou d'un 4x4
	Impossibilité d'être seul	Terrain à 2 : sécurité, rapidité, efficacité
	Perte de certains substrats (rare mais problématique)	Consolidation des plantes, amélioration des systèmes d'attache
	Bulle d'air lors de l'installation des bouteilles	Perçage de trous dans le fond
Récolte	Fixation du grillage non résistante aux UV	Modification du système d'attache
	Capture d'écrevisses adultes par les briques	Choix de briques plus petites
Tri	Tri long et fastidieux	Réduction du temps de tri sur place, récolte directe des substrats
Détermination	Succès élevé des pièges : nombre important d'individus à déterminer	Sélection de certains pièges à envisager

Tableau 1 : Problèmes rencontrés lors de la phase test et solutions qui y ont été apportées

La récolte des individus sur chaque substrat étant très longue et fastidieuse, il a été décidé d'utiliser pour les sessions suivantes des sacs remplis d'alcool pour ramener l'ensemble des substrats au local de l'association et diminuer le temps de tri passé sur le terrain.

À la suite de cette phase test le protocole de relevé des piquets a donc été adapté et consiste à :

- Récolter les exuvies du grillage et décrocher celui-ci
- Sortir l'ensemble du piège de l'eau grâce à la bourriche
- Inspecter le piquet pour récolter les éventuels individus disposés dessus
- Décrocher chaque substrat et les placer dans un sac rempli d'alcool à 70°
- Inspecter la bourriche et récolter les individus s'y trouvant
- Sortir la brique de l'eau à l'aide du troubleau, la rincer au dessus d'un seau puis en mettre le contenu dans le sac et inspecter le troubleau

PARTIE III. RESULTATS DE LA PHASE EN CONDITIONS REELLES⁶

Les résultats obtenus dans cette étude ne représentent qu'une première année de suivi. Leur interprétation est donc à relativiser, ce type de suivi nécessitant plusieurs années de relevés afin de gommer les différents effets des paramètres extérieurs.

Par manque de temps, il a été impossible de traiter les exuvies d'odonates récoltées sur le grillage (trop nombreuses, ce qui nécessite de diminuer le temps d'exposition du grillage). Les résultats portent donc uniquement sur les invertébrés récoltés dans les pièges subaquatiques.

III.1. Comparaison des caractéristiques intrinsèques des sites

III.1.1 Richesse en taxons

96 taxons ont été collectés au total (cf. annexe 5). Afin d'avoir une vision concrète de la richesse de chaque site, un premier tableau présente le nombre de taxons collectés et son pourcentage par rapport au total (tableau 2).

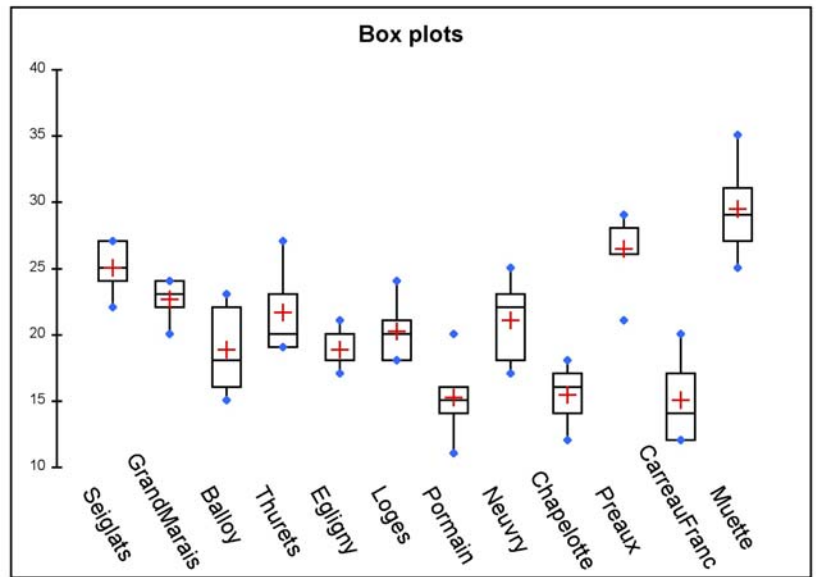
Les **moyennes du nombre de taxons** sur les cinq points ont également été calculées pour chaque site (graphique 3) et comparées entre elles par un *test de Kruskal-Wallis*⁷ pour déterminer s'il existait une différence entre les sites. Le test a montré qu'elles **sont significativement différentes** (p-value <0,0001).

⁶ L'ensemble des analyses statistiques est effectué avec le logiciel XLStats 2008. Le seuil de significativité est pris à 5%.

⁷ Test non paramétrique lié au faible nombre d'échantillons.

	Nombre de taxons	% des taxons totaux
Chapelotte	27	28%
Pormain	28	29%
CarreauFranc	29	30%
Egligny	32	33%
Thurets	34	35%
Balloy	36	37%
GrandMarais	37	39%
Loges	37	39%
Neuvry	38	40%
Seiglats	43	45%
Préaux	46	48%
Muette	48	50%

Tableau 2 : Nombre et pourcentage de taxons par rapport au total pour chaque site



Graphique 3 : Richesses moyennes en taxons des différents sites. Les croix rouges représentent les moyennes calculées sur les 5 points, les points bleus les points extrêmes et les limites des « moustaches » sont celles au-delà desquelles on considère que les valeurs sont anormales.

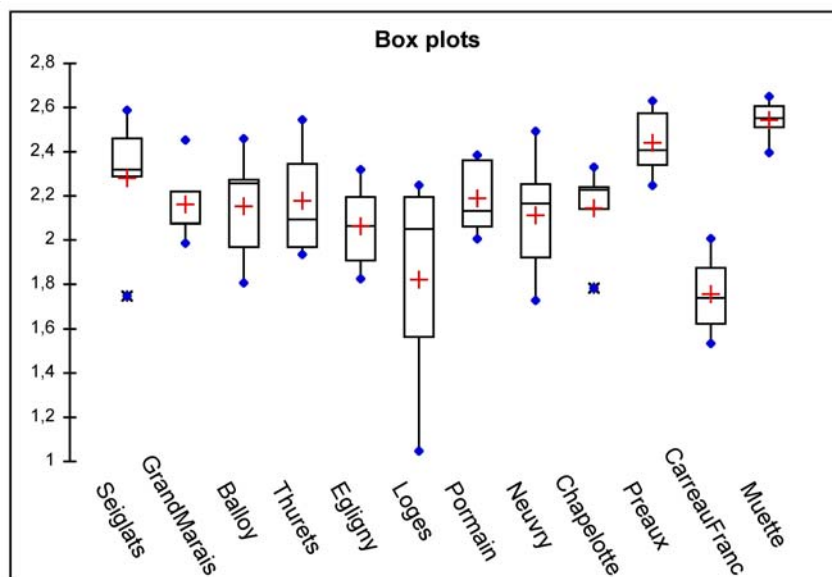
On constate que la Muette, les Préaux et les Seiglats sont les sites les plus riches, le Carreau Franc, Pormain et la Chapelotte les plus pauvres.

III.1.2 Diversité

La diversité des sites (répartition des individus parmi les taxons) a été estimée (graphique 4), quant à elle, par le biais de l'indice de Shannon :

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

avec p_i la proportion d'individus du taxon i par rapport au nombre total d'individus.



Graphique 4 : Indice de Shannon des différents sites

Un *test de Kruskal-Wallis* a également montré une différence significative entre les sites (p -value=0,003).

Cet indice fait, à nouveau, ressortir la Muette, les Préaux et les Seiglats. Cependant, ce sont, cette fois, les Loges et le Carreau Franc les moins diversifiés, tandis que Pormain et la Chapelotte ont un indice plutôt moyen.

Le graphique permet de mettre en évidence la **forte variabilité intrasite** (longueur des moustaches impliquant des différences importantes entre les points) de certains sites (Seiglats, les Loges, Neuvy) par rapport aux autres. Toutefois, l'échelle géographique réduite implique une auto-corrélation des taxons (peuplements très similaires sur un même site) (Scher, com. pers.) qui rend impossible l'exploitation de cette variabilité.

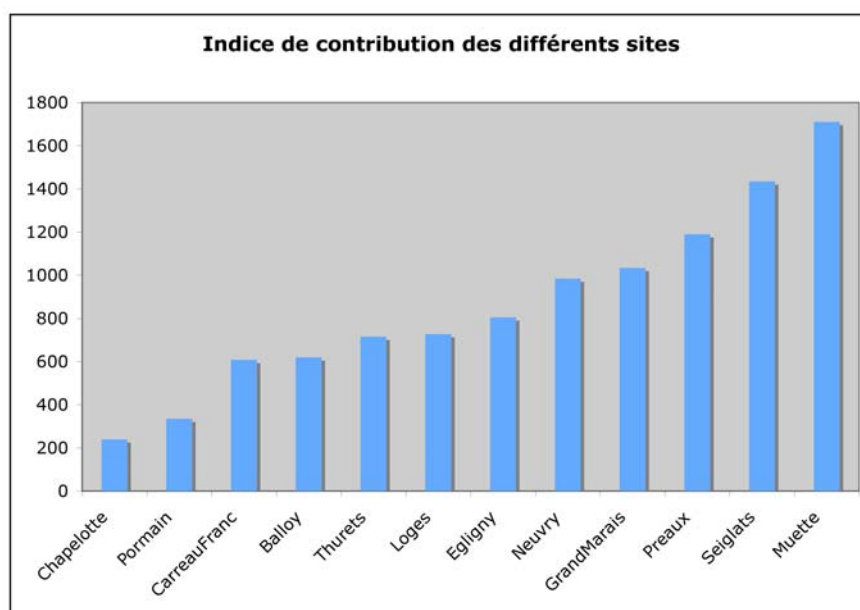
III.2. Comparaison de la participation des sites à la biodiversité de l'ensemble

III.2.1 Contribution

Un *indice de contribution* (Zucca, 2006) a été calculé pour chaque site (graphique 5) afin de mettre en évidence **ceux qui contribuent le plus à la biodiversité** observée sur l'ensemble des 12 plans d'eau. Il permet ainsi de considérer les sites non plus comme des entités indépendantes mais comme des parties d'un ensemble. Pour chaque taxon, il pondère le nombre d'individus du site par rapport au nombre total d'individus présents sur l'ensemble des sites. L'indice d'un site découle de la somme obtenue pour chaque taxon :

$$C_j = \sum k_i n_{ij}$$

$k_i = (1/n_i) * 100$, coefficient d'abondance relative du taxon i sur l'ensemble des sites, avec n_i le nombre total d'individus du taxon i sur les 12 sites. n_{ij} le nombre d'individus du taxon i sur le site j .



Graphique 5 : *Indice de contribution (somme pour tous les taxons) des différents sites*

Cet indice est d'autant plus élevé que la contribution du site à la biodiversité totale des plans d'eau est grande. Il met en évidence la forte contribution de la Muette, des Seiglats et des Préaux, tandis que Pormain et la Chapelotte contribuent beaucoup moins à la présence des taxons.

III.2.2 Originalité des sites

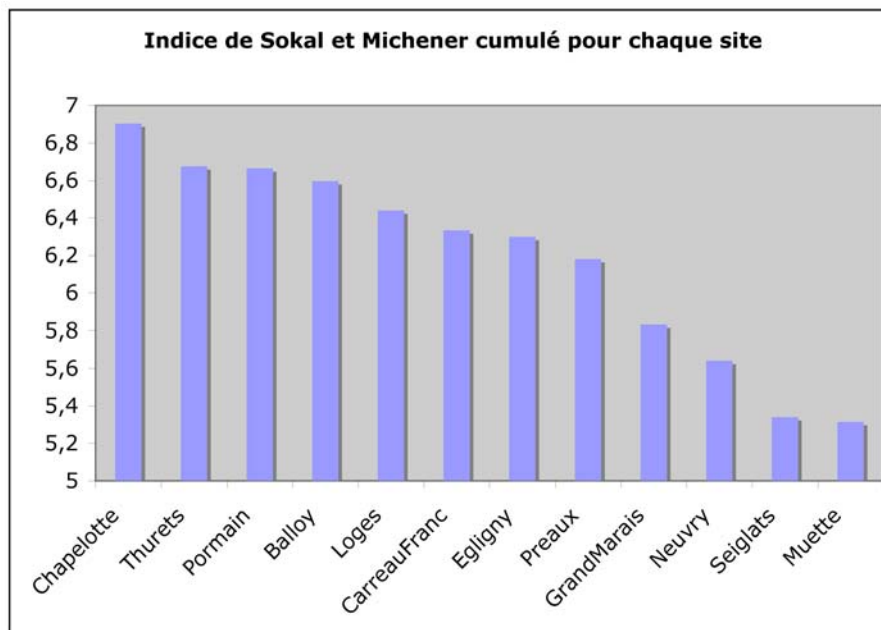
La **dissimilarité entre les sites** a été évaluée grâce à l'*indice de Sokal et Michener* (Sokal & Michener, 1958) qui compare les peuplements des sites deux à deux pour faire ressortir leur originalité vis-à-vis des autres (graphique 6). Il considère à nouveau le site comme faisant partie de l'ensemble en prenant en compte l'ensemble des taxons qu'il est possible de trouver sur les 12 sites :

$$Q = a + d / [a + d + 2*(b + c)]$$

a est le nombre de taxons communs aux deux sites, **d** le nombre de taxons absents des deux sites (et qui peuvent donc être présents sur les autres), **b** le nombre de taxons uniquement sur le site 1 et **c** uniquement sur le site 2.

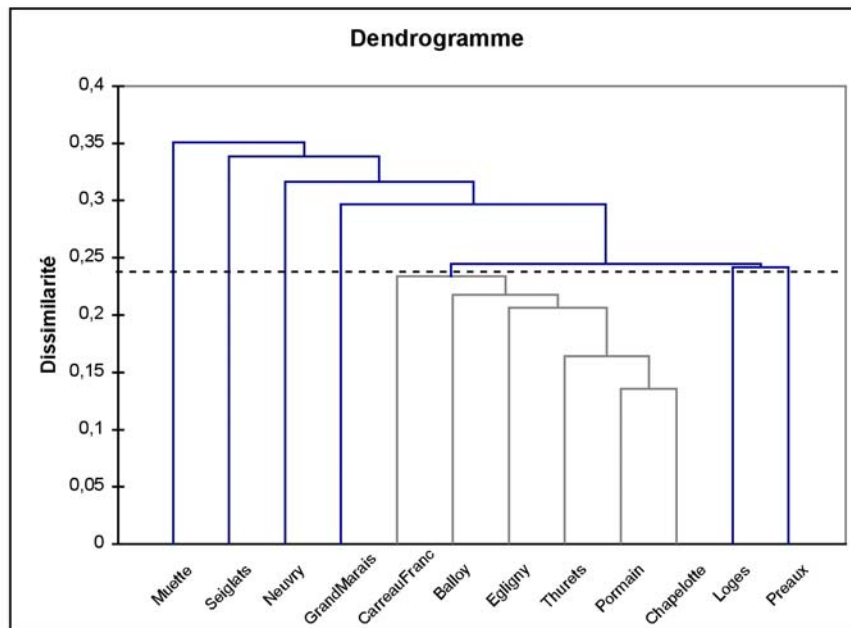
Pour chaque site, la somme des indices obtenus par comparaison avec les 11 autres permet d'obtenir une idée de l'originalité totale du site par rapport à l'ensemble. **Plus cette somme est élevée, plus le site est similaire aux autres de par son peuplement** ; inversement, plus elle est faible, plus le site est original, différent des autres dans sa composition.

L'indice de Sokal et Michener est préféré à celui de Sørensen utilisé par Scher (2005) car il permet de limiter les effets des sites pauvres en taxons. En effet, il limite le gain d'originalité suite à la perte d'un taxon (Zucca, 2006).



Graphique 6 : Indice de Sokal et Michener cumulé (somme de la comparaison avec les 11 autres) pour les différents sites

Une *Classification Ascendante Hiérarchique* (CAH) basée sur cet indice permet ensuite d'en obtenir une représentation graphique (dendrogramme, graphique 7) mettant en évidence les **regroupements de sites basés sur la similarité des peuplements**.



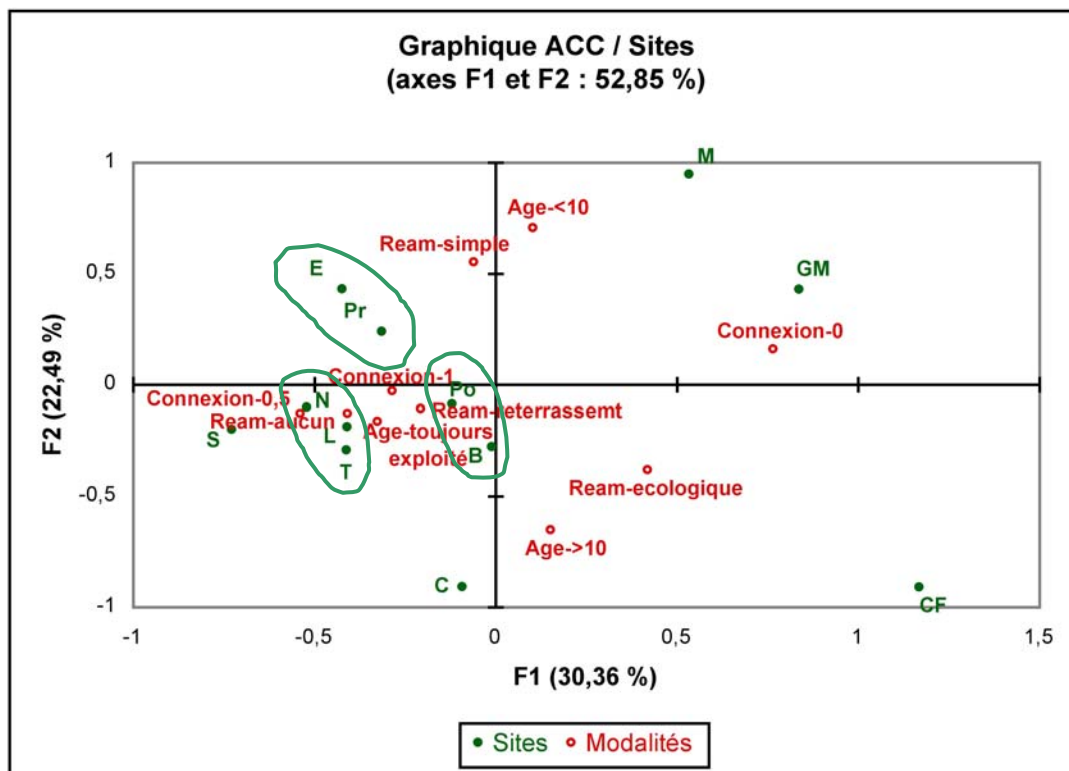
Graphique 7 : Dendrogramme de regroupement des sites

Ces analyses indiquent que la Muette, les Seiglats, Neuvry et le Grand Marais sortent nettement du lot avec des peuplements plutôt originaux par rapport aux autres et que les Loges et les Préaux possèdent des peuplements faunistiques plus proches entre eux qu'ils ne le sont des autres. La ligne pointillée correspond à la troncature : elle permet d'identifier le ou les groupes homogènes, ici constitué du Carreau-Franc, de Balloy, Égligny, les Thurets, Pormain et la Chapelotte, dont les peuplements sont, semble-t-il, assez proches.

III.3. Analyses exploratoires

Rappelons que le but de cette étude est d'essayer de relier la présence de taxons aquatiques à des paramètres physiques ou écologiques caractérisant les carrières. Il est également à noter que, bien qu'on ait pu observer une variabilité intrasite importante dans certains cas, cette dernière ne pourra être exploitée en raison de la forte auto-corrélation entre les taxons au sein d'un même site. Il est donc impossible d'étudier les paramètres qui interviennent à l'échelle du point et il est nécessaire de ne se pencher que sur les caractéristiques du site pris dans sa globalité (âge, surface, linéaire de berges, sinuosité, type de réaménagement et connexion hydraulique).

Dans cette optique, une *Analyse Canonique des Correspondances* a été effectuée pour mettre en évidence des tendances d'influences de ces paramètres sur les sites à travers leurs communautés aquatiques (graphique 8).



Graphique 8 : Représentation des 2 premiers axes de l'ACC obtenue avec les paramètres qualitatifs (âge, réaménagement et connexion).

En ce qui concerne le graphe 8, l'ACC permet de repérer des **premières tendances**. Les variations des sites sur l'axe F1 sont principalement liées à l'absence ou la présence de connexion ainsi qu'à l'absence de réaménagement ou à un réaménagement de type écologique. F2 permet, quant à lui, d'expliquer des variations par rapport à l'âge (< et > à 10 ans) et au réaménagement (simple et écologique). Cinq sites semblent très bien ressortir car ils sont bien isolés par rapport aux autres : la Muette (M), les Seiglats (S), la Chapelotte (C), le Grand Marais (GM) et le Carreau Franc (CF). Le site des Seiglats semble être plus influencé par son absence de réaménagement ou sa connexion que par son âge. La Chapelotte, quant à elle, ne semble pas être influencée par son réaménagement simple mais plutôt par son âge élevé. Le Grand Marais paraît plus touché par sa connexion et son âge que par son réaménagement écologique. La Muette et le Carreau Franc sont bien influencés par les trois modalités qui les caractérisent. Ensuite trois groupes se dessinent : Égigny (E) et Préaux (Pr) dont les connexions, le réaménagement simple et l'âge paraissent être influents, Neuvry (N), les Loges (L) et Thurets (T) qui sont très hétérogènes et dont les influences sont difficiles à interpréter et enfin Pormain (Po) et Balloy (B) qui sont très proches du centre et dont les influences sont également ambiguës.

Des ANOVAs ont ensuite été effectuées pour vérifier si les tendances observées grâce à ces ACC pouvaient être interprétées comme des influences sur les indices calculés précédemment (richesse, diversité via Shannon, contribution, originalité via Sokal et Michener) (cf. résultats en annexe 7). Elles mettent en évidence que seules la richesse et la contribution subissent un impact significatif de

la part de certains paramètres. Ainsi, les modalités « aucun réaménagement » et « réaménagement simple » montrent une relation positive avec les deux indices, tandis que les réaménagements écologiques ou les retrassements ultérieurs n'ont pas d'impact significatif. L'âge > à 10 ans présente une relation négative avec ces deux indices et l'absence de connexion (connexion 0) semble avoir un impact positif sur la contribution (c'est aussi le cas, avec la connexion 0,5, au seuil 0,1 pour la richesse).

Les analyses des paramètres quantitatifs n'ont pas permis de déterminer des influences probantes, les corrélations entre ces paramètres et les indices se sont toutes révélées non significatives (cf. annexe 8).

III.4. Premières idées sur les communautés caractéristiques des sites

À long terme, le programme ROSELIERE vise à essayer de définir l'effet du réaménagement, de la gestion et de l'environnement sur les groupes faunistiques et floristiques afin d'affiner les préconisations faites aux carriers. Aussi, il faut, dans un premier temps, tenter **d'identifier les communautés représentatives** des différents paramètres relevés (type de réaménagement, taille du plan d'eau...). Cette tâche est loin d'être évidente et une première idée de démarche va être présentée ici.

Le calcul d'un indice appelé *Valeur Indicatrice (INDVAL)* est utilisé pour **mettre en évidence les taxons qui ont été déterminants dans l'obtention du dendrogramme** (cf. graphique 7). Cette méthode simple et originale, développée par Dufrêne et Legendre (1997), se base sur une classification⁸ préétablie des sites et fait ressortir les assemblages de taxons qui ont permis de différencier les groupes obtenus. Il utilise uniquement l'abondance et la comparaison de l'occurrence des taxons et est calculé ainsi :

$$INDVAL_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

A_{ij} = spécificité du taxon, effectif moyen d'individus du taxon i dans le groupe j / somme des effectifs moyens d'individus du taxon i dans tous les groupes

B_{ij} = fidélité du taxon, nombre de sites du groupe j où i est présent / nombre total de sites dans le groupe j

A_{ij} et B_{ij} sont multipliés entre eux car ce sont deux informations indépendantes sur la distribution du taxon. La multiplication par 100 permet d'obtenir un pourcentage.

Le dendrogramme a permis de différencier 7 groupes de sites, les 6 premiers étant composés d'un site unique et le 7^{ème} des 6 sites restants. L'indice est calculé pour chaque nœud, en utilisant les groupes des deux branches divisées par ce nœud, la valeur ainsi obtenue pour chaque taxon indique si celui-ci a été déterminant pour séparer les deux branches. Seules les valeurs de l'indice

⁸ Les auteurs utilisent la méthode des k-means mais la classification ascendante hiérarchique a été conservée ici

supérieures à 25 % sont conservées⁹ et la valeur la plus élevée pour un taxon est celle qui correspond au nœud où ce taxon a été le plus déterminant. L'indice est maximum (100%) lorsque tous les individus du taxon sont observés sur tous les sites d'un seul groupe.

On obtient ainsi des listes de taxons caractéristiques¹⁰ de chaque groupe (cf. annexe 9) qu'il serait intéressant de pouvoir relier aux paramètres physiques et écologiques relevés. Toutefois, il est hasardeux d'effectuer cette analyse avec une seule session de résultats d'autant que l'ACC précédente n'est pas aisément interprétable. Aussi, il paraît risqué d'essayer de croiser les taxons avec les paramètres. Cependant, l'accumulation de données sur plusieurs années permettra d'affiner cette analyse.

PARTIE IV. DISCUSSIONS

IV.1. Remarques sur la méthode choisie

Le protocole qui a été mis au point, découle du souhait d'utiliser des **techniques simples** à mettre en œuvre et les plus **standardisées** possible. Ce souhait a été assez bien respecté dans la mesure où les matériaux utilisés sont faciles à trouver, **peu onéreux**, les pièges faciles à construire et semblables entre eux et simples à répliquer sur différents sites (cf. annexe 4). Toutefois, il reste à améliorer pour les sessions à venir. Les pièges ont presque trop bien fonctionné, impliquant un **nombre considérable d'individus à trier** et déterminer. Seuls les types de **pièges les plus performants** (cf. II.3.4) pourraient donc être conservés pour limiter ce nombre : une bouteille, le tampon et la plante seraient alors retirés. Les exuvies pourraient, quant à elles, être récupérées au bout de 48h plutôt qu'à la fin de la session afin d'en réduire la quantité.

Il sera également indispensable de marquer à l'aide de bornes ou de faire un relevé GPS des points d'échantillonnage pour pouvoir les retrouver plus facilement à chaque passage (le temps passé à mesurer les distances serait ainsi gagné). Aujourd'hui, ce piégeage peut facilement être mis en œuvre et relevé par un technicien non spécialiste (cf. annexe 10), seule une certaine rigueur est nécessaire. Toutefois, l'identification des invertébrés reste délicate et nécessite un minimum de connaissance.

La **richesse taxonomique et l'indice de Shannon** ont permis de comparer les peuplements d'invertébrés aquatiques de chaque site pris séparément, pour les comparer intrinsèquement plutôt que dans leur ensemble. Ils sont une **représentation de la biodiversité** des sites mais ne constituent pas une évaluation exhaustive de leur qualité écologique, cette dernière étant beaucoup plus

⁹ Cette valeur suppose qu'une espèce caractéristique d'un groupe est présente pour au moins 50% dans ce groupe et que son abondance relative y atteint au moins 50% (Dufrêne et Legendre, 1997).

¹⁰ Taxons trouvés principalement dans ce seul groupe et présents majoritairement dans les sites appartenant à ce groupe

complexe à appréhender. Par exemple, une diversité élevée n'est pas nécessairement synonyme d'une forte valeur écologique d'après Dufrêne et Legendre (1997). En effet, ces auteurs considèrent que la diversité est un indice contestable dans le cas d'habitats à productivité très différente et que la protection de sites à diversité élevée ne garantit pas la conservation d'espèces rares ou restreintes spatialement. De plus, la **méconnaissance des statuts de rareté** de la plupart des taxons collectés, par absence de prospection (en dehors des odonates), rend impossible l'évaluation d'une quelconque valeur de conservation des différents sites comme il a pu être fait dans l'étude PLOCH (Oertli et al., 2000). Aussi, l'utilisation d'indices de richesse et de diversité n'est pas une fin en soit mais peut être complémentaire à l'étude des assemblages de taxons en liaison avec les facteurs écologiques.

En ce qui concerne les **indices de contribution et de Sokal et Michener**, sont-ils une bonne façon d'estimer la qualité respective des plans d'eau pris dans un ensemble en matière de biodiversité ? Étant donné les taxons étudiés, l'état des connaissances actuelles sur ce type de milieux et les contraintes matérielles et temporelles liées à cette étude, il a semblé que ces indices étaient, non pas une façon de juger si un site était concrètement plus favorable qu'un autre, mais tout du moins permettaient de comparer les sites entre eux sur des bases communes et **d'estimer leur implication dans la biodiversité de l'ensemble étudié**.

Les **taxons** ont été **étudiés dans leur ensemble** et non séparés par groupe taxonomique. Des tentatives d'ACC par groupe ont montré une inertie insuffisante pour exploiter les résultats. Cette étude par groupe pourrait, toutefois, se révéler plus pertinente avec l'accumulation de résultats.

IV.2. Comparaison des sites

Le calcul des **différents indices** fait ressortir, à chaque fois, **des classements proches** : la Muette, les Seiglats, les Préaux sont toujours placés dans les premiers, Neuvry et le Grand Marais dans une moindre mesure sont également bien « classés ». La Chapelotte, Pormain et le Carreau Franc, quant à eux, sont généralement dans les derniers. Toutefois il est intéressant de détailler un peu plus ces résultats car ils sont assez variables selon les indices.

La Muette est le « meilleur » site dans tous les cas. Le site des Seiglats est toujours bien placé (2^{ème} ou 3^{ème}), de même pour les Préaux qui a cependant un peuplement moyennement original. Le Grand Marais est bon à moyen (en général 4^{ème}). Neuvry est moyen sauf pour son originalité et sa contribution où il est mieux classé. Ensuite les sites sont assez moyens dans tous les indices mais certains ressortent pour un paramètre : le site des Thurets a une richesse tout de même assez élevée, Égliny, les Loges (avec une diversité particulièrement faible) et Balloy sont moyens partout, le Carreau Franc est faible dans tous les cas mais a une originalité moyenne et enfin, Pormain et la

Chapelotte sont des sites pauvres, peu originaux et contribuant peu mais sont assez diversifiés. Il y a donc des sites qui, lorsqu'on s'intéresse à leurs peuplements à proprement parler, ne sont pas les plus riches ni les plus diversifiés mais contribuent fortement à la biodiversité de l'ensemble des 12 sites ou ont des peuplements assez originaux par rapport aux autres. D'autre part, certains sites ne sont pas forcément intéressants pour cette biodiversité plus générale mais ont des peuplements assez riches et diversifiés.

Ces résultats sont intéressants mais les indices sont difficiles à intégrer les uns par rapport aux autres, il faudrait pouvoir trouver un moyen de les regrouper, éventuellement sous la forme d'un dernier **indice synthétique**.

Ces **constatations** sont assez **inattendues** par rapport aux résultats obtenus avec le projet ROSELIERE terrestre (Zucca, 2006) et par rapport à ce qu'on aurait pu supposer empiriquement. En effet, la Muette, les Seiglats et les Préaux sont des sites « simples » sans réaménagement particulier, avec des berges plutôt abruptes à moyennes. D'autre part, Neuvry et le Grand Marais ont fait l'objet d'un réaménagement écologique et possèdent des berges douces avec des prairies et/ou roselières ; cependant c'est également le cas de Pormain qui est souvent dans les derniers...

Le dendrogramme a permis de rapprocher le plan d'eau des Loges de celui des Préaux, ce qui paraît cohérent du point de vue morphologique, ces deux sites présentant tous deux des berges abruptes bordées de boisements. Ils sont à peu près du même « âge » (1998 et 2002 respectivement) et ont tous les deux subi un réaménagement très simple (reterrassement ultérieur). Ils sont tout de même bien différents sur d'autres points : l'un est connecté à l'Yonne, l'autre non, la surface et la sinuosité sont très différentes. Le groupe « homogène » en ce qui concerne le peuplement est, quant à lui, extrêmement hétéroclite : il contient 6 plans d'eau d'âges et de morphologies variés, à réaménagement simple ou écologique et plus ou moins connectés. Leurs berges sont, le plus souvent, douces et bordées de prairies (sauf pour Égligny).

Il est donc particulièrement difficile, à partir de ces premières constatations, de déterminer quels paramètres influent sur les communautés aquatiques de ces plans d'eau.

La comparaison des indices de contribution et de Sokal et Michener calculés uniquement pour les larves d'odonates avec ceux obtenus pour les adultes à la suite de la première phase du projet ROSELIERE (Zucca, 2006) permet de démontrer que les sites ne sont pas du tout classés de la même façon. Par conséquent, il semblerait qu'il existe une réelle différence entre les populations de ces deux stades. En effet, il est probable que les différences observées soient dues au fait que des individus viennent sur ces sites pour chasser sans forcément s'y reproduire. Toutefois, les résultats ne seront pas plus détaillés ici, les techniques d'échantillonnage étant totalement différentes pour les deux stades et les périodes pouvant ne pas correspondre aux mêmes espèces.

IV.3. Premières interprétations liées à l'ACC et aux ANOVA

L'ACC permet de montrer qu'il existe des **influences variables des différents paramètres sur les communautés des différents sites**. Cette analyse n'est pas à prendre comme un résultat brut mais permet de faire ressortir quelles sont les tendances majeures qui ont été analysées plus amplement grâce aux ANOVAs. Elle permet également de distinguer quels paramètres influent le plus sur les communautés des sites et, par conséquent, ceux sur lesquels il faut s'orienter pour l'interprétation des résultats. **L'absence de corrélation entre les paramètres quantitatifs** (surface, linéaire de berges et sinuosité) **et les indices** pouvait être attendue. En effet, Oertli et al. (2002) ont démontré qu'il n'existait pas de corrélation significative entre la surface de 80 mares et la richesse aquatique totale (gastéropodes, odonates, bivalves sphaeriidae, coléoptères et amphibiens). Une corrélation significative positive existait cependant pour les gastéropodes et les odonates. Il serait donc intéressant d'effectuer les analyses pour chaque groupe recensé et de voir si les conclusions obtenues sont similaires.

Les ANOVAs ont permis de mettre en évidence **la présence de relations entre les paramètres et la richesse et la contribution** qui peuvent être interprétées par différentes hypothèses qui découlent également des résultats de l'ACC.

L'absence de connexion et l'absence ou la simplicité du réaménagement semblent avoir un **effet plutôt favorable** sur les indices. Il semble envisageable que ces paramètres influent sur la qualité de l'eau. En effet, la présence d'une connexion à des eaux courantes de qualité plus ou moins bonne pourrait diminuer celle du site (ce n'est cependant pas le cas pour les Préaux car ce site est connecté à un ruisseau dont la source est extrêmement proche) et par conséquent limiter le nombre de taxons en réduisant la quantité de taxons plus exigeants. D'autre part, l'absence de réaménagement ou un réaménagement simple laissent des berges sableuses et en général abruptes qui sont drainantes et permettent un **renouvellement rapide et régulier de l'eau de la nappe**. Cette situation contraste avec les réaménagements écologiques et les retrassements ultérieurs qui entraînent un colmatage des berges par des stériles ou de la terre végétale diminuant le renouvellement de l'eau et ainsi potentiellement leur caractère oligotrophe. D'autre part, le **jeune âge** paraît également favorable, un âge élevé ayant tendance à diminuer la richesse et la contribution. Ce résultat concorde avec l'hypothèse de Frochot (2000) selon laquelle les perturbations liées à la création d'une carrière entraînent, dans les premières années suivant la fin de l'exploitation, une forte colonisation et par conséquent des écosystèmes plus riches que ceux de sites plus âgés. De plus, les carrières anciennes sont également sujettes à un colmatage progressif par divers dépôts entraînant une déconnexion de la nappe. Malgré cela, les Seiglats, un des plus vieux sites de l'échantillon, est très bien placé. Or, l'ACC montre que, pour ce site, l'âge n'influe qu'en moindre proportion (cf. graphique 8).

L'absence d'impact des paramètres sur l'indice de Shannon ou de Sokal et Michener montre que la diversité propre au site et l'originalité vis à vis de l'ensemble n'est apparemment pas influencée par ces critères mais doit dépendre d'autres paramètres non identifiés.

Ces premières interprétations sont celles qui semblent être les plus plausibles d'après cette première session. Cependant, les caractéristiques utilisées ici ne sont pas forcément les plus discriminants, même si elles présentent un intérêt pour pouvoir conseiller les carrières. Les relevés de ces paramètres nécessitent d'être affinés et complétés par d'autres susceptibles d'être plus influents. Au vu de ces premiers résultats, il est possible d'imaginer que le **substrat**, par exemple, joue un rôle important sur les communautés aquatiques. De même pour le **milieu environnant** qui pourrait être déterminant en ce qui concerne la présence de certains taxons. En effet, les taxons aquatiques sont, pour beaucoup, de mauvais colonisateurs. Aussi, leur présence dans des milieux voisins pourrait permettre leur venue, l'apparition de la carrière entraînant de nouveaux territoires colonisables. Ce facteur contribuerait alors, par exemple, à l'explication de la « qualité » apparente des Seiglats et de la Muette (forte proximité d'éléments naturels très riches en biodiversité). Toutefois, l'hypothèse inverse est également possible, la multiplication des plans d'eau pouvant créer une sorte de phénomène de « dilution » ralentissant la colonisation des nouveaux sites et expliquant la faible richesse de sites proches de zones humides (exemple de Pormain). Enfin, une dernière hypothèse, observable pour d'autres groupes (oiseaux), est le potentiel rôle de milieu de substitution d'une carrière dans un environnement dégradé, attirant par conséquent la faune sur ce site.

La présence de poissons n'a pu être étudiée ici car, à l'heure actuelle, les échantillonnages des populations piscicoles ne peuvent s'effectuer que sur les sites en eau close, les sites connectés aux cours d'eau nécessitant de lourdes procédures administratives du fait du besoin d'utilisation d'engins professionnels. L'impact de ces prédateurs ne peut donc être évalué dans cette étude.

La piste de la **qualité de l'eau** n'a pu être approfondie ici car des analyses régulières sont actuellement effectuées mais un souci technique concernant le matériel de mesure a rendu impossible leur poursuite. D'autre part, le matériel utilisé ne permet certainement pas une mesure fine qui serait nécessaire entre les points. Quoiqu'il en soit, les variations de la majorité des paramètres entre les plans d'eau sont très faibles (eau provenant de la nappe). Les différences possibles seraient alors dues à la connexion, paramètre qui a été étudié ici mais qui pourrait être complété par des analyses plus précises. D'autre part, la conductivité semble assez différente selon les plans d'eau et il a déjà été démontré qu'elle pouvait influencer, dans certains cas (pollution par exemple), sur les communautés aquatiques (Scher, 2005), les relevés de ce paramètre pourraient donc être envisagés par la suite dans les analyses.

Il paraît donc indispensable **d'améliorer la description des habitats** et de mieux détailler les relevés de paramètres pour pouvoir obtenir des résultats plus probants. Le fait de poursuivre le suivi

sur plusieurs années permettra également de gommer l'influence de paramètres extérieurs. L'application du protocole à un plus grand nombre de sites sera également favorable car elle permettra d'augmenter le nombre et la diversité des milieux prospectés.

IV.4. Résultats des valeurs indicatrices

Cette méthode est une première idée pour déterminer les communautés qui sont représentatives des différents plans d'eau (ou du moins de la zone échantillonnée). Il semble toutefois hasardeux de les interpréter ici étant donné qu'il est déjà difficile d'analyser l'effet des paramètres sur les sites en général. Une meilleure compréhension des caractéristiques qui influencent l'ensemble des communautés des sites serait déjà un pas en avant dans la liaison des assemblages de taxons à des paramètres concrets. Un approfondissement des connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces serait également favorable à ce type d'analyses. Encore une fois, il est indispensable de compléter les résultats par d'autres sessions de suivi de manière à s'assurer que les assemblages obtenus ne sont pas dus au hasard de l'échantillonnage mais sont réellement représentatifs des plans d'eau.

Il a été vérifié sur l'ACC qualitative (cf. annexe 9) que les groupes de taxons qui ressortent pour les sites isolés sur le graphe appartiennent bien aux communautés obtenues avec la valeur indicatrice. La démarche semble être bonne et doit être poursuivie dans ce sens. D'autre part, en couplant les résultats obtenus avec l'ACC et ceux des communautés caractéristiques, on peut appréhender d'une certaine manière les liens potentiels qui existent entre les associations de taxons et les paramètres : les communautés représentatives des sites seraient également représentatives des paramètres qui sont les plus influents pour ces sites. Ces premières constatations n'ont pour l'instant rien de définitif mais indiquent la direction à prendre pour les analyses.

IV.5. Réflexions générales

Les deux phases du projet ROSELIERE sont certes très différentes mais permettent dans les deux cas une comparaison des sites entre eux. Les résultats auxquels elles aboutissent sont très dissimilaires : les différents groupes taxonomiques étudiés ne « classent » pas du tout les sites de la même façon. En effet, les plans d'eau se révèlent être plus ou moins favorables dans certains cas sans jamais être attrayants pour l'ensemble des groupes. Il est donc évident que l'évaluation de leur qualité est particulièrement ambiguë, l'obtention d'un site idéal pour l'ensemble des groupes étant difficile (les influences subies étant diverses), *a contrario* de ce qu'on pourrait attendre d'un écosystème naturel. Il est ainsi difficile de comparer les sites d'un point de vue global, car choisir quels groupes sont plus importants que les autres pour l'évaluation de la qualité écologique du plan d'eau relève de l'impossible. Un site favorable aux oiseaux mais qui l'est moins vis à vis des taxons aquatiques serait-il plus ou moins intéressant qu'un site dont les résultats aboutissent à la

conclusion inverse ? Le décalage entre le nombre d'études existant pour les différents groupes ainsi qu'en ce qui concerne la connaissance de la biologie des espèces rend la tâche encore plus complexe (les oiseaux ou odonates adultes sont très étudiés, les taxons aquatiques beaucoup moins). L'idéal serait d'avoir une approche écosystémique en analysant les taxons comme un ensemble complexe de communautés qui interagissent les unes avec les autres. En attendant de pouvoir effectuer ce type d'analyses, un point de vue plus large que l'échelle du site amène à se poser d'autres questions : quel est l'objectif le plus intéressant vis à vis de la biodiversité : obtenir une mosaïque de sites ayant des attraits variables pour les différents groupes ? Ou un ensemble de sites considérés comme « moyens » pour tous les groupes mais permettant une certaine continuité ?

Les réaménagements écologiques sont considérés comme « meilleurs » en ce qui concerne la biodiversité. Toutefois, sur quels critères se base cette hypothèse ? En effet, ce type de réaménagement est peut-être plus favorable à la faune et la flore des zones humides mais qu'en est-il des invertébrés aquatiques ? Au vu des résultats obtenus ici, il semble que ce ne soit pas le cas, ou, tout du moins, que d'autres influences soient prédominantes. D'autre part, ces taxons sont tellement méconnus que leurs préférences écologiques sont difficiles à cerner : à l'heure actuelle, l'un des seuls outils existants sur ce point est l'IBGN qui concerne les milieux lotiques. Aussi, tant que l'on ne maîtrise pas les *preferendi* de ces espèces, il semble difficile de déterminer si leur présence est révélatrice de l'effet d'un réaménagement, d'une gestion ou de l'environnement d'un site. D'autre part, le problème reste le même : comment s'approcher au maximum de l'idéal pour tous les taxons ?

CONCLUSION

Les études portant sur la diversité aquatique de plans d'eau de surface conséquente sont relativement rares. Ce travail est donc intéressant d'une manière générale et plutôt novateur dans ce domaine. D'autre part, la mise en place d'un tel protocole a permis de proposer une nouvelle méthode qui pourra peut-être être appliquée par la suite sur d'autres sites. Les résultats auxquels il a abouti sont, de plus, assez inattendus et permettent d'engager des hypothèses et des perspectives de recherche intéressantes. Ils remettent en cause l'idée selon laquelle les réaménagements écologiques sont les plus favorables pour la biodiversité mais sont toutefois largement à approfondir et ne remettent pas en question les efforts mis en place par certains carriers pour améliorer la biodiversité de leurs sites.

Quelques perspectives pour cette étude peuvent être envisagées. Tout d'abord, la poursuite du suivi sur plusieurs années avec l'amélioration des protocoles déjà appliqués et la mise en place du suivi des végétaux aquatiques (phanérogames et characés) (cf. annexe 11). Comme on l'a vu, les relevés des paramètres physiques et écologiques doivent être améliorés et une attention particulière doit être apportée à la recherche d'autres paramètres non étudiés ici. L'analyse des résultats doit être approfondie, avec notamment une séparation des groupes de taxons, et de nouvelles hypothèses d'explications doivent être recherchées et celles déjà formulées doivent être approfondies. L'application du projet à d'autres sites est d'ores et déjà envisagée, elle doit donc être étudiée.

D'autre part, cette étude permet de tester des techniques qui pourraient être utilisées dans le protocole VigieNature du Muséum National d'Histoire Naturelle. Elle peut également contribuer à mettre en place des indicateurs pour les carriers afin de les guider quant au choix des réaménagements et de la gestion des sites. Enfin, elle pourrait entrer dans le cadre de l'évaluation du bon état écologique des masses d'eau fortement modifiées de la Directive Cadre Européenne sur l'eau.

BIBLIOGRAPHIE

- BECERRA JURADO G., MASTERSON M., HARRINGTON R. & KELLY-QUINN M., 2008. Evaluation of sampling methods for macroinvertebrate biodiversity estimation in heavily vegetated ponds. *Hydrobiologia* 597: 97-107.
- BIGGS J., FOX G., NICOLET P., WALKER D., WHITFIELD M. & WILLIAMS P., 1998. A guide to the methods of the National Pond Survey. Pond Action, Oxford. 23p.
- DE PAUW N., ROELS D. & FONTOURA A.P., 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia* 133: 237-258.
- DUFRÊNE M. & LEGENDRE P., 1997. Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3) : 345–366.
- ELMBERG J., NUMMI P., PÖYSÄ H. & SJÖBERG K., 1992. Do introducing predators and trap position affect the reliability of catches in activity traps? *Hydrobiologia* 239: 187–193.
- FROCHOT B., 2000. Intérêt écologique et implications économiques des réaménagements de carrières. Méthodes d'évaluation et d'étude des trajectoires et vitesses d'évolution. Université de Bourgogne, Dijon. 57p.
- HANSON M. A., ROY C. C., EULISS JR. N. H., ZIMMER K. D., RIGGS M. R. & BUTLER M. G., 2000. A surface-associated activity trap for capturing water-surface and aquatic invertebrates in wetlands. *Wetlands* 20: 205–212.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R., 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). Société française d'odonatologie. 416p.
- INDERMÜHLE N., ANGELIBERT S. & OERTLI B., 2008. IBEM : Indice de Biodiversité des Étangs et Mares. Manuel d'utilisation. École d'Ingénieurs HES de Lullier, Genève. 28p.
- MUSCHA M. J., ZIMMER K. D., BUTLER M. G. & HANSON M. A., 2001. A comparison of horizontally and vertically deployed aquatic invertebrate activity traps. *Wetlands* 21: 301–307.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R. & LACHAVANNE J.B., 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Méthode PLOCH. Université de Genève (Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique) et Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Genève. 434p.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D. & LACHAVANNE J.B., 2002. Does size

matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.

PARISOT CHR., 1996. Etude de faisabilité d'une zone RAMSAR dans la Bassée et la basse vallée de l'Aube. Mémoire de DESS. Ecosphère pour Université Paris 7 et DIREN Ile-de-France. 50p. + cartes et annexes.

SCHER O., 2005. Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région méditerranéenne : fonctionnement et biodiversité. Évaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques. Rapport de thèse. Université de Provence, Marseille. 297p.

SOKAL R.R., MICHENER C.D., 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ. Kans. Sci. Bull.* (38): 1409-1438.

TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. & USSEGLIO-POLATERA P., 2000. Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. CNRS Editions. 588p.

VERNEAUX V., VERNEAUX J., SCHMITT A., LOVY C. & LAMBERT J.C., 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 40 (1): 1–9.

ZUCCA M., 2006. Mise en place d'un suivi standardisé de la faune et de la flore des carrières de la Bassée seine-et-marnaise. Rapport de stage. ANVL pour Université Paris 6. 51p.

REMERCIEMENTS

Je souhaite particulièrement remercier ceux qui ont participé de près ou de loin au bon déroulement de ce stage :

Christophe Parisot, sans qui cette étude n'aurait pas été possible, notamment pour ses conseils, sa patience, ses idées originales concernant les pièges, son aide sur le terrain et pour tout le reste.

Les partenaires CEMEX et GSM, notamment Christian Béranger, Véronique Esvan, Nicolas Vuillier et Fabrice Frébourg, pour l'intérêt qu'ils ont porté au projet et pour le financement qu'ils ont bien voulu nous accordé.

Olivier Scher, adhérent de l'ANVL et responsable du pôle relai mares et mouillères, pour son aide sur les statistiques et ses conseils avisés et **Nicolas Flamant**, salarié de l'ANVL.

Christian Kerbiriou, du CRBPO au Muséum National d'Histoire Naturelle pour ses conseils sur la méthode.

Les membres de l'ANVL pour leur accueil ainsi que ses stagiaires (notamment Laura Lugris et Sébastien Sol pour leur aide) pour leurs encouragements et conseils. Le personnel de la **station d'Écologie Forestière** de l'université Paris 7 pour son accueil.

Ceux qui ont participé à la relecture de ce rapport et dont les remarques ont été précieuses.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Glossaire

ANNEXE 2 : Tableau récapitulatif des caractéristiques des différents sites

ANNEXE 3 : Tableau comparatif des méthodes d'échantillonnage recensées

ANNEXE 4 : Présentation du système d'échantillonnage

ANNEXE 5 : Liste des 96 taxons récoltés et de leur présence par site

ANNEXE 6 : Exemples de répartition des taxons par type de pièges à l'issue de la phase test

ANNEXE 7 : Résultats des ANOVAs sur les paramètres qualitatifs

ANNEXE 8 : Résultats des analyses des paramètres quantitatifs

ANNEXE 9 : Résultats des communautés caractéristiques et de l'ACC

ANNEXE 10 : Temps moyen estimé pour l'application du protocole par site et sur 12 sites

ANNEXE 11 : Protocoles végétaux aquatiques et coquilles de mollusques

ANNEXE 1 : Glossaire

Alluvions : dépôts sédimentaires transportés par l'eau courante et déposés en général dans le lit des cours d'eau. Dans cette étude, il s'agit d'alluvions fluviales déposées par la Seine ou l'Yonne.

AESN : Agence de l'Eau Seine-Normandie.

ANVL : Association des Naturalistes de la Vallée du Loing et du massif de Fontainebleau.

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé permettant d'estimer la qualité des cours d'eau en se basant sur les populations de macroinvertébrés aquatiques.

Milieu lentique : milieu aquatique d'eaux calmes à renouvellement lent.

Milieu lotique : milieu aquatique d'eau courante.

Nowe : zone humide résultant de l'ancien lit du fleuve pouvant être alimentée par celui-ci en permanence ou uniquement en période de hautes eaux.

Pro Natura Ile-de-France : conservatoire régional associatif des espaces naturels d'Ile-de-France qui, grâce aux dons et à des soutiens publics, achète des terrains naturels remarquables en péril pour les sauvegarder.

ROSELIERE : Réseau d'Observation des Sablières en Eau Libre à Intérêt Ecologique et Réaménagement Environnemental.

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique.

ANNEXE 2 : Tableau récapitulatif des caractéristiques des différents sites

	Les Loges	Grand Marais	Seiglats	Carreau Franc	Préaux	Muette
Commune	La Grande Paroisse	Varennes-sur-Seine	Cannes-Ecluse	Marolles-sur-Seine	Marolles-sur-Seine	Marolles-sur-Seine
Propriétaire	Ville de Paris	Pro Natura IDF	Région IDF	Conseil Général	Pro Natura IDF	CEMEX
Gestionnaire	Eaux de Paris	ANVL	Agence des espaces verts d'IDF	ANVL	ANVL	CEMEX
Surface (ha)	13,55	16	40,49	13,71	44,87	11,64
Linéaire berges (m)	2819	2158	2 676	1645	4015	1658
Coefficient de sinuosité	208,044	134,875	66,090	119,985	89,481	142,440
Exploitant	CSS Lafarge	CEMEX	Morillon Corvol	SAPRR	Lafarge Granulats	BGIE
Fin exploitation ou réaménagements	1998	2002	80's	1993	2002	2002
Toujours en exploitation	non	non	non	non	non	non mais à venir
Aménagement	terrassment des berges	3 îlots graveleux, fond remodelé, berges reprofilées (sinuosité et pente douce)	plateforme artificielle	11 îlots, berges en pente douce, grand linéaire de berges	Grands îlots	aucun
Type réaménagement	reterrassement ultérieur	réaménagement écologique	aucun	réaménagement écologique	réaménagement	réaménagement
Gestion	entretien ripisylve, fauche tardive	broyage tardif et pâturage équin	plan de gestion en cours	entretien des îlots, pâturage extensif par Highlands	un îlot entretenu	broyage
Connexion	non 0	non 0	Yonne par débordement 0,5	non 0	Yonne par un cours d'eau 1	non 0
Particularités "écologiques"		hauts fonds, attractivité pour les anatidés	ripisylve dense et âgée	intérêt ornithologique		va être repris dans une exploitation à aménagement écologique, proximité d'éléments naturels
Autres	périmètre de protection rapprochée (champ captant)		Arrêté préfectoral de protection de biotope, domaine régional	jouxe l'A5 et voie TGV (construction liée), ENS et arrêté préfectoral de protection de biotope (1991)		

	Chapelotte	Balloy	Egigny	Neuvry	Pormain	Thurets
Commune	Villeneuve-la-Guyard	Balloy (et Bazoches-les-Bray)	Egigny	Jaulnes	Grisy-sur-Seine	Villiers-sur-Seine
Propriétaire	AESN	GSM et LafargeGranulats	AESN	A2C	A2C	privés et commune (exploitation en fortage)
Gestionnaire	ANVL	ANVL	FDC 77		A2C	
Surface (ha)	7,94	60	21,48	22	7,644	24
Linéaire berges (m)	1583	6251	2437	2500	1524	3000
Coefficient de sinuosité	199,370	104,183	113,454	113,636	199,372	125,000
Exploitant	GSM	GSM et Lafarge Granulats	Sables de Brévannes	A2C	A2C	CEMEX
Fin exploitation ou réaménagements	1989	2001	2007		2004	
Toujours en exploitation	non	non	non	oui et travaux de réaménagement en cours	non	oui et travaux de réaménagement en cours
Aménagement	berges en pente douce, presque île	grand linéaire de berges, grand îlot, presque île inondable	îlot, grand linéaire de berges, réseau de chenaux	îlots graveleux, prairies inondables, mares, "lagunes", réseau de chenaux	berges en pente douce	chenaux et hauts fonds, îlots graveleux
Type réaménagement	réaménagement	réaménagement écologique	réaménagement	réaménagement écologique	réaménagement écologique	réaménagement écologique
Gestion	broyage tardif	entretien presque île, fauche tardive, entretien de l'îlot			pâturage extensif par des bovins et équins depuis 2004	pâturage par des highlands depuis 2007
Connexion	Yonne par débordement 0,5	Seine par un cours d'eau 1	Connectée à une noue temporaire 0,5	Seine par débordement 0,5	Seine par débordement 0,5	Seine 1
Particularités "écologiques"		roselières, très grande surface, forte proximité d'éléments naturels hydrographiques (bras mort)		intérêt batracologique, ornithologique, forte proximité d'éléments naturels	prairie inondable, forte proximité d'éléments naturels	connexion avec la Seine
Autres	emprise de l'Agence de l'Eau		emprise de l'Agence de l'Eau	jouxté la RN de la Bassée	jouxté la RN de la Bassée	

ANNEXE 3 : Tableau comparatif des méthodes d'échantillonnage recensées

Référence	Méthode	Matériel	Groupes	Standardisation	Temps	Coût	Nb prélèvements	Commentaires
Scher 2005	substrats artificiels	plante artificielle + brosse + tampon récurer	MacroInvertébrés (MI)	élevée	élevé si bcp de points + 3 semaines	faible	8 réplicats sur 0,19 ha	Bonne méthode peu coûteuse
Scher 2005	recup exuvies	grillage de maille 5mm	odonates	élevée	faible	faible	?	Bonne méthode peu coûteuse
Muscha 2001	pièges en eau	bouteilles plastiques de 2L	MI mobiles	élevée	faible + 24h	faible	5 en pleine eau et 5 dans végétation	Problème du repérage préalable des habitats
Becerra Jurado et al. 2008	pièges en eau	bouteilles plastiques de 2L	MI mobiles	élevée	faible + 48h	faible	10 par mésohabitats	Problème du repérage préalable des habitats
De Pauw et al. 1986	substrats artificiels	sacs de pierres et graviers	MI benthiques	élevée	faible + 2 à 3 semaines	faible	3 réplicats	Milieus lotiques
Goaziou 2004	substrats artificiels	Hester-Dendy (plaques d'agglo)	MI	élevée	faible + 2 à 3 semaines	moyen	?	Milieus lotiques et un peu complexe à construire
évaluation ZH, epa.gov, www.on.ec.gc.ca, Pinel-Alloul 1996	prélèvements sédiments	Senne ou mâchoire ou drague	MI benthiques	élevée	élevé pour tri		?	Temps de tri trop élevé
Balcombe et al. 2005	prélèvements colonne d'eau et sédiments	échantillonneurs à volume fixe + cylindre	MI benthiques et pélagiques	élevée	élevé pour tri		10 points aléatoires	Temps de tri trop élevé
Kagalou et al. 2006	prélèvements colonne d'eau et sédiments	drague et échantillonneur	MI	élevée	élevé pour tri		5 points	Temps de tri trop élevé
Verneaux et al. 2004	prélèvements sédiments	benne qui prélève les 5 premiers cm	MI benthiques	élevée	élevé pour tri		fonction de la longueur des isobathes à 2m et à z=0,66 zmax	Lac profond et demande isobathes
PLOCH Oertli et al. 2000	va et vient rapides dans toutes les dimensions	épuisette	gastéro+coléo+sphaeriidés	faible	30s / point + récupération matériel	faible	$n=1+(0,885(2^{\log(\text{surf})}))$	Peu standardisé

Tachet et al. 2002	prélèvements colonne d'eau et sédiments	époussette enfoncée sur 2 à 3cm de profondeur puis poussée dans sédiments	MI	faible	élevé pour tri	faible	?	Peu standardisé
Scher 2005	prélèvements colonne d'eau (2 allers-retours d'1m) et sédiments	troubleau + cylindre	MI	faible	élevé pour tri	faible	6 points aléatoires (petite surface)	Peu standardisé
Oertli et al. 2002	balayage intensif pendant 30s	filet à main	MI	faible	faible	faible	$n_1=0,885(2\log(\text{surf}))$ proportionnel aux habitats	Peu standardisé
Biggs et al. 1998	filtration colonne d'eau pendant 3min réparties sur les habitats + 1min de recherche visuelle	filet	MI	faible	faible	faible	dépend du nombre d'habitats	Peu standardisé et repérage préalable des habitats
Davis et al.	mouvements verticaux en zigzag pendant 2min par habitat	filet	MI	faible	faible	faible	4 points avec au moins 2 habitats	Peu standardisé
Mocq 2007	balayage pendant 30s sur 2m en raclant légèrement le sédiment	troubleau	MI	faible	moyen	faible	10 points équidistants à 50cm de la berge	Peu standardisé
Goaziou 2004	coups de filet sur 50cm	troubleau ou haveneau	MI	faible	moyen	faible	20 coups répartis proportionnellement à la surface de chaque habitat	Milieus lotiques
Stark et al. 2001	prélèvement végétaux	seau (végétaux + 1L d'eau puis secouer vigoureusement)	MI épiphytes	faible	moyen	faible	1 surface répartie selon habitats	Milieus lotiques
Cucherat 2003	prélèvement colonne d'eau et sédiments	troubleau et filet Surber modifié (3 panneaux de bois)	mollusques	faible	élevé pour tri	faible	15 par type de substrats	Peu standardisé et repérage préalable des habitats
Barbe et al. 2003	prélèvements sédiments sur 5 à 10 premiers cm sur 0,1 cm ²	benne	oligochètes et mollusques	faible	élevé pour tri		?	Peu standardisé
	plongée + quadrats	appareil de plongée	MI	moyenne	élevé	élevé	?	Trop complexes

BIBLIOGRAPHIE :

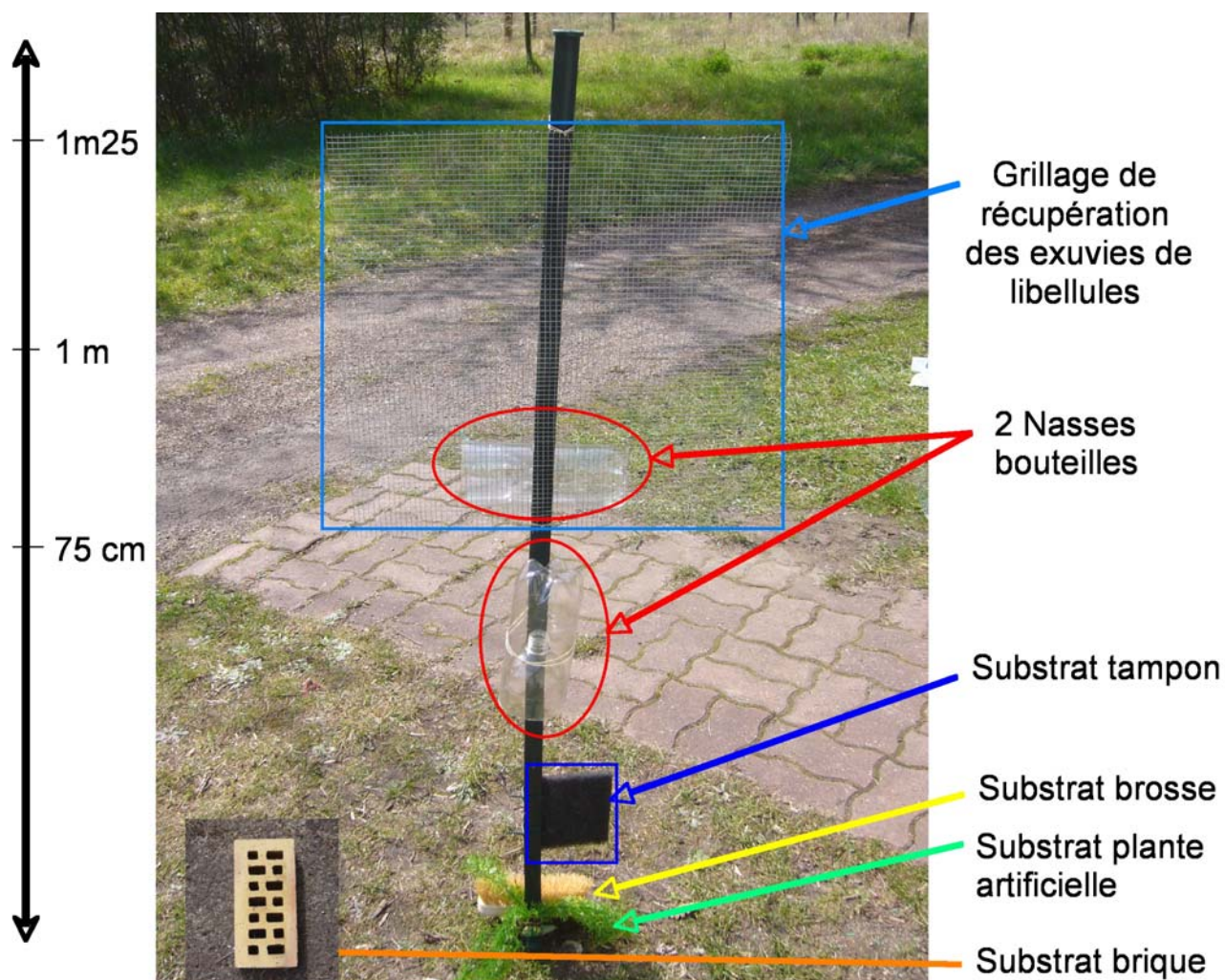
- BALCOMBE C.K., ANDERSON J.T., FORTNEY R.H. & KORDEK W.S., 2005. Aquatic macroinvertebrate assemblages in mitigated and natural wetlands. *Hydrobiologia* 541 : 175-188.
- BARBE J., LAFONT M., MALLET L., MOUTHON J., PHILIPPE M. & VEY V., 2003. Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau – Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. Cemagref et Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. 108 p.
- BIGGS J., FOX G., NICOLET P., WALKER D., WHITFIELD M. & WILLIAMS P., 1998. A guide to the methods of the National Pond Survey. Pond Action, Oxford. 22 p.
- CUCHERAT X., 2003. Étude préliminaire à la mise au point d'une méthodologie de suivi des plans d'eau du bassin Artois-Picardie à l'aide des peuplements de mollusques aquatiques. Rapport de DESS – Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai. 56 p. + annexes.
- DAVIS J., HROWITZ P., NORRIS R., CHESSMAN B., MCGUIRE M., SOMMER B. & TRAYLER K.. Wetland Bioassessment Manual (Macroinvertebrates). National Wetlands Research and Development Program.
- GOAZIOU Y., 2004. Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques - rapport de stage. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n°ENV/2004/0158, collection n°QE/146, Québec. 37 p.
- KAGALOU I., ECONOMIDIS G., LEONARDOS I. & PAPALOUKAS C., 2006. Assessment of a Mediterranean shallow lentic ecosystem (Lake Pamvotis, Greece) using benthic community diversity: Response to environmental parameters. *Limnologica* 36 : 269-278.
- MOCQ J., 2007. Biodiversité et valeur biologique des bassins autoroutiers : étude des macroinvertébrés benthiques des bassins de l'A11 (France). Rapport de stage. Université d'Angers et INH, MNHN (UMR Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations). 48 p.
- PINEL-ALLOUL B., MÉTHOT G., LAPIERRE L. & WILLSIE A., 1996. Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in lake Saint-François (Québec). *Environmental Pollution* 91 : 65-87.

RODUSKY A. J., SHARFSTEIN B., EAST T. L. & MAKI R. P., 2005. A comparison of three methods to collect submerged aquatic vegetation in a shallow lake. *Environmental Monitoring and Assessment* 110 : 87-97.

STARK J.D., BOOTHROYD I.K.G., HARDING J.S., MAXTED J.R. & SCARSBROOK M.R., 2001. Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report No. 1. Ministry of Environment. Sustainable Management Fund Project No. 5103. 57 p.

9^{ème} session de la Conférence des Parties à la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971), 2005. Lignes directrices pour l'évaluation rapide de la biodiversité des zones humides intérieures, côtières et marines.

ANNEXE 4 : Présentation du système d'échantillonnage



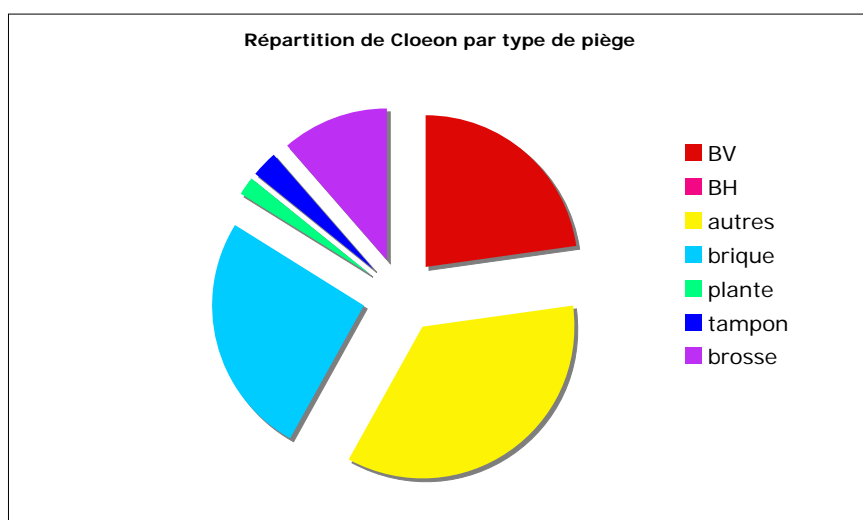
ANNEXE 5 : Liste des 96 taxons récoltés et de leur présence par site

Classe	Sous classe	Ordre	Famille	Taxon (niveau de détermination)	Code	Seiglats	Grand Marais	Balloy	Thurets	Egigny	Loges	Pormain	Neuvry	Chapelotte	Préaux	Carreau Franc	Muette			
INSECTES	Ephéméroptères (5)		Caenidae	Caenis	Caenis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
			Baetidae	Cloeon	Cloeon		X	X			X		X			X		X		
				Procloeon bifidum	Probif							X								
				Pseudocentropilum pennulatum	Psepen							X				X	X		X	
				Ephemeridae	Ephemera	Epheme			X	X			X		X	X	X		X	
	Coléoptères (13)		Dysticidae	Laccophilus	Laccop	X	X	X										X		
				Agabus	Agabus	X														
				Yola bicarinata	Yolbic						X					X				
				Hydrovatus	Hydrov								X							
				Hyphydrus	Hyphyd															X
				Stictonectes	Sticto															X
				Graphoderus	Grapho											X				
				Haliplidae	Halipilus	Halipl	X	X	X				X	X		X		X	X	X
					Peltodytes	Peltod												X	X	X
					Brychius elevatus	Bryele	X													
					Hygrobiiidae	Hygrobia tarda (H. hermanni)	Hygtar	X	X							X				
					Dryopidae	Dryops	Dryops		X								X			
		Elmidae	Riolus	Riolus							X									
	Odonates (12)		Coenagrionidae	Enallagma cyathigerum	Enacya	X	X	X			X	X	X	X		X	X	X		
				Ischnura elegans	Iscele		X	X	X							X	X			
				Erythromma viridulum	Eryvir			X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	
				Erythromma lindenii	Erylin			X	X	X						X	X		X	
				Platycnemidae	Platycnemis	Platyc						X								
				Libellulidae	Sympetrum fonscolombi	Symfon		X								X				X
					Orthetrum caerulescens	Ortcae				X										
					Sympetrum striolatum	Symstr				X		X								X
					Crocothemys erythraea	Croery										X				
				Cordulia aenea	Coraen							X		X						
				Aeshnidae	Aeshna mixta	Aesmix														X
				Lestidae	Chalcolestes viridis	Chavir							X							X
Trichoptères (17)		Leptoceridae	Mystacides	Mystac	X	X					X		X				X			
			Oecetis	Oeceti		X												X		
			Athripsodes	Athrip	X		X				X			X					X	
			Adicella	Adicel	X														X	
			Leptocerus	Leptoc			X								X					
			Erotesis baltica	Erobal											X				X	
			Leptoceridae	Lepto											X			X	X	
			Polycentropodidae	Polycentropus	Polyce	X														
				Cyrnus	Cyrnus	X		X				X			X		X		X	
			Glossosomatidae	Glossosoma	Glosso	X														
			Hydroptilidae	Oxyethira	Oxyeth	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	
				Allotrichia pallicornis	Allpal	X	X		X		X						X	X	X	
	Orthotrichia	Orthot	X		X	X								X	X					
	Phryganeidae	Trichostegia minor	Trimin						X											

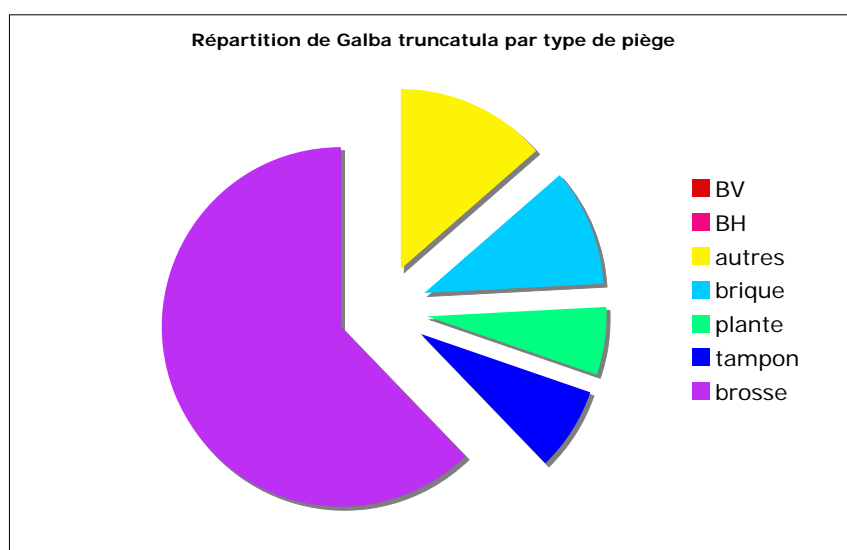
			Agrypnia	Agrypn												X	
			Ecnomidae	Ecnomus	Ecnomu	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
			Limnephilidae	Anabolia	Anabol				X								
		Hétéroptères (9)	Naucoridae	Ilyocoris cimicoides	Ilycim	X				X	X					X	
			Notonectidae	Notonecta	Notone							X				X	
			Gerridae	Gerris	Gerris	X		X	X								
				Mesovelgia	Mesove							X					
			Corixidae	Micronecta	Micron	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Corixinae	Corix	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
				Corixa	Corixa	X										X	
				Sigara	Sigara	X	X	X		X		X		X	X		
			Pleidae	Plea leachi	Plelea	X						X					
		Diptères (6)	Chironomidae	Tanypodinae	Tanypo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Chironominae	Chiron	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Orthocladiinae	Orthoc	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
			Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	Cerato		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
			Tipulidae	Tipulidae	Tipuli							X					
			Chaoboridae	Chaoboridae	Chaobo					X				X		X	
		Lépidoptère (1)	Crambidae	Crambidae	Crambi				X			X	X	X	X	X	
		Mégaloptère (1)		Sialis	Sialis		X			X						X	
ARACHNIDES (1)		Hydracariens		Hydracariens	Hydrac	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
CRUSTACÉS		Branchioure (1)		Argulus	Argulu			X								X	
		Isopodes (1)	Asellidae	Asellus aquaticus	Aseaqu	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
		Amphipodes (1)	Gammaridae	Gammarus	Gammar	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
		Décapodes (1)	Cambaridae	Orconectes limosus	Orclim	X		X				X		X	X		
MOLLUSQUES	BIVALVES (4)		Sphaeriidae	Pisidium	Pisidi	X	X	X	X	X		X		X	X	X	
				Sphaerium	Sphaer										X	X	
			Corbiculidae	Corbicula	Corbic	X			X			X		X	X		
			Dreissenidae	Dreissena polymorpha	Drepol	X		X	X	X				X			
MOLLUSQUES	GASTEROPODES (15)		Physidae	Physa	Physa	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
			Lymnaeidae	Radix	Radix	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Galba truncatula	Galtru	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Lymnaea stagnalis	Lymsta											X	
				Stagnicola	Stagni	X			X							X	
			Planorbidae	Planorbarius corneus	Placor	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
				Planorbis	Planor					X							
				Hippeutis complanatus	Hipcom											X	
			Hydrobiidae	Potamopyrgus antipodarum	Potant										X		
				Lithoglyphus naticoides	Litnat	X											
			Bithyniidae	Bithynia	Bithyn	X			X			X					
			Valvatidae	Valvata	Valvat	X			X			X	X				
			Viviparidae	Viviparus	Vivipa			X									
			Ferrissidae	Ferrissia	Ferris	X									X		
			Acroloxiidae	Acroloxus	Acrolo	X											
PLATHELMINTHES	TURBELLARIÉS (2)		Dugesidae	Dugesia	Dugesi	X		X	X	X	X		X	X	X	X	
			Planariidae	Planaria torva	Plator	X											
ANNÉLIDES	ACHÈTES (6)		Glossiphoniidae	Helobdella stagnalis	Helsta	X	X			X				X	X	X	
				Hemiclepsis marginata	Hammar	X			X								
				Glossiphonia	Glossi		X							X		X	
				Boreobdella verrucata	Borver		X							X			
				Batracobdella paludosa	Batpal									X			
			Piscicolidae	Piscicola geometra	Pisgeo	X			X		X			X			
						43	37	36	34	32	37	28	38	27	46	29	48

ANNEXE 6 : Exemples de répartition des taxons par type de pièges à l'issue de la phase test

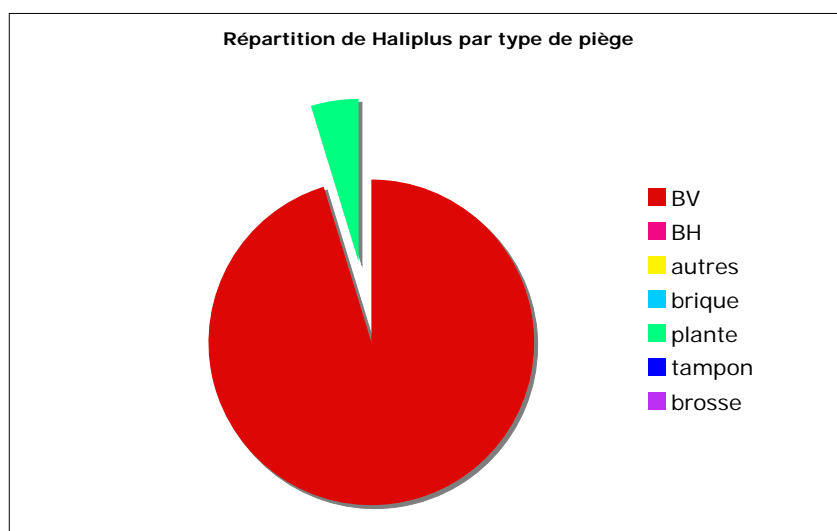
Voici quelques exemples de résultats obtenus à la suite de la phase test. Ils permettent de mettre en évidence les différences d'attractivité des types de pièges en fonction de l'activité et de la répartition des taxons et pourront être utilisés par la suite pour mieux comprendre leur biologie.



Cloeon est un genre d'éphémère. Ce taxon est trouvé dans presque tous les types de pièges, excepté la bouteille horizontale (BH). La bouteille verticale peut s'apparenter dans ce cas à un piège d'émergence car il capture les éphémères qui remontent à la surface pour émerger.



Galba truncatula est un gastéropode. Il a été contacté uniquement sur les substrats artificiels, ce qui semble cohérent étant donné que c'est un mollusque (taxon benthique et non pélagique).



Haliphus est un coléoptère trouvé lors de cette phase à l'état adulte. Il a été collecté, ici, principalement dans les bouteilles verticales et en moindre proportion sur la plante artificielle. Il apparaît donc que c'est un taxon mobile dans la colonne d'eau.

ANNEXE 7 : Résultats des ANOVAs sur les paramètres qualitatifs

ANOVA : ANalysis Of VAriance

Les valeurs en gras indiquent une significativité au seuil 5%.

Richesse :

Analyse de la variance (Variable Richesse) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	7	214,745	30,678	8,375	0,029
Erreur	4	14,652	3,663		
Total corrigé	11	229,397			

Paramètres du modèle (Variable Richesse) :

Source	Valeur	Ecart-type	t	Pr > t	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Constante	20,944	2,845	7,362	0,002	13,046	28,843
Age->10	-11,247	2,261	-4,975	0,008	-17,524	-4,970
Age-<10	-4,560	1,830	-2,491	0,067	-9,642	0,523
Age-toujours exploité	0,000	0,000				
Réam-aucun	18,997	3,567	5,326	0,006	9,094	28,900
Réam-écologique	2,203	2,323	0,948	0,397	-4,246	8,652
Réam-simple	8,681	2,465	3,521	0,024	1,836	15,525
Réam-reterrassment	0,000	0,000				
Connection-0,5	-3,695	1,526	-2,421	0,073	-7,931	0,542
Connection-0	3,816	1,735	2,199	0,093	-1,001	8,632
Connection-1	0,000	0,000				

Contribution :

Analyse de la variance (Variable Contribution) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	7	1882777,850	268968,264	7,247	0,037
Erreur	4	148467,702	37116,925		
Total corrigé	11	2031245,552			

Calculé contre le modèle $Y = \text{Moyenne}(Y)$

Paramètres du modèle (Variable Contribution) :

Source	Valeur	Ecart-type	t	Pr > t	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Constante	512,901	286,361	1,791	0,148	-282,176	1307,978
Age->10	-993,747	227,576	-4,367	0,012	-1625,610	-361,884
Age-<10	-392,863	184,260	-2,132	0,100	-904,460	118,733
Age-toujours exploité	0,000	0,000				
Réam-aucun	2070,704	359,030	5,768	0,004	1073,864	3067,545
Réam-écologique	414,412	233,813	1,772	0,151	-234,766	1063,589
Réam-simple	942,276	248,141	3,797	0,019	253,317	1631,235
Réam-reterrassment	0,000	0,000				
Connection-0,5	-155,418	153,602	-1,012	0,369	-581,893	271,057
Connection-0	606,820	174,640	3,475	0,025	121,934	1091,706
Connection-1	0,000	0,000				

Shannon :

Analyse de la variance (Variable Shannon) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	7	0,406	0,058	1,852	0,288
Erreur	4	0,125	0,031		
Total corrigé	11	0,531			

Calculé contre le modèle $Y=Moyenne(Y)$

Paramètres du modèle (Variable Shannon) :

Source	Valeur	Ecart-type	t	Pr > t	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Constante	1,844	0,263	7,009	0,002	1,113	2,574
Age->10	-0,327	0,209	-1,565	0,193	-0,908	0,253
Age-<10	-0,034	0,169	-0,200	0,851	-0,504	0,436
Age-toujours exploité	0,000	0,000				
Réam-aucun	0,856	0,330	2,594	0,060	-0,060	1,771
Réam-écologique	0,344	0,215	1,603	0,184	-0,252	0,941
Réam-simple	0,603	0,228	2,644	0,057	-0,030	1,236
Réam-reterrassment	0,000	0,000				
Connection-0,5	-0,097	0,141	-0,686	0,530	-0,489	0,295
Connection-0	0,006	0,160	0,037	0,972	-0,439	0,451
Connection-1	0,000	0,000				

Sokal et Michener :

Analyse de la variance (Variable Sokal_Michener) :

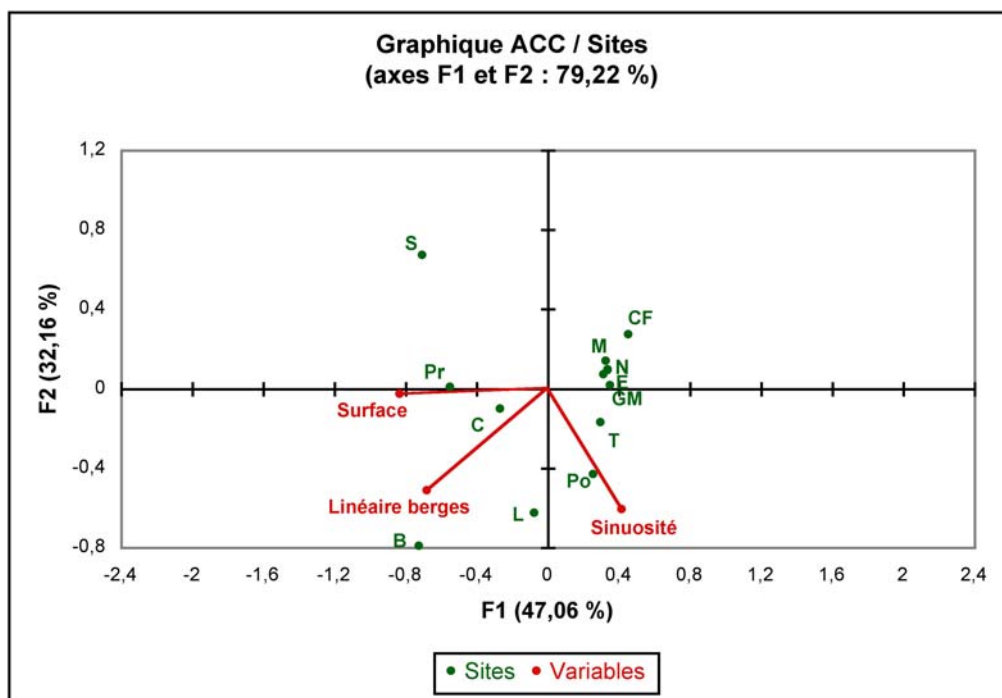
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	7	2,324	0,332	3,312	0,132
Erreur	4	0,401	0,100		
Total corrigé	11	2,725			

Calculé contre le modèle $Y=Moyenne(Y)$

Paramètres du modèle (Variable Sokal_Michener) :

Source	Valeur	Ecart-type	t	Pr > t	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Constante	6,785	0,471	14,416	0,000	5,478	8,091
Age->10	1,030	0,374	2,753	0,051	-0,009	2,068
Age-<10	0,478	0,303	1,578	0,190	-0,363	1,319
Age-toujours exploité	0,000	0,000				
Réam-aucun	-2,388	0,590	-4,047	0,016	-4,026	-0,750
Réam-écologique	-0,585	0,384	-1,521	0,203	-1,651	0,482
Réam-simple	-0,988	0,408	-2,422	0,073	-2,120	0,145
Réam-reterrassment	0,000	0,000				
Connection-0,5	-0,201	0,252	-0,795	0,471	-0,902	0,500
Connection-0	-0,905	0,287	-3,154	0,034	-1,702	-0,108
Connection-1	0,000	0,000				

ANNEXE 8 : Résultats des analyses des paramètres quantitatifs

Graphique de l'ACC :

Représentation des 2 premiers axes de l'ACC obtenue avec les paramètres quantitatifs (surface, linéaire de berge, sinuosité)

Résultats des corrélations effectuées par un test de Spearman :

Matrice de corrélation (Spearman) :

Variables	Richesse	Shannon	Contribution	Sokal_Michener	Surface	Sinuosité	Linéaire berges
Richesse	1	0,697	0,907	-0,704	0,235	-0,291	0,179
Shannon	0,697	1	0,524	-0,308	0,273	-0,210	0,301
Contribution	0,907	0,524	1	-0,916	0,217	-0,420	0,042
Sokal_Michener	-0,704	-0,308	-0,916	1	-0,168	0,490	0,154
Surface	0,235	0,273	0,217	-0,168	1	-0,832	0,797
Sinuosité	-0,291	-0,210	-0,420	0,490	-0,832	1	-0,378
Linéaire berges	0,179	0,301	0,042	0,154	0,797	-0,378	1

Les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

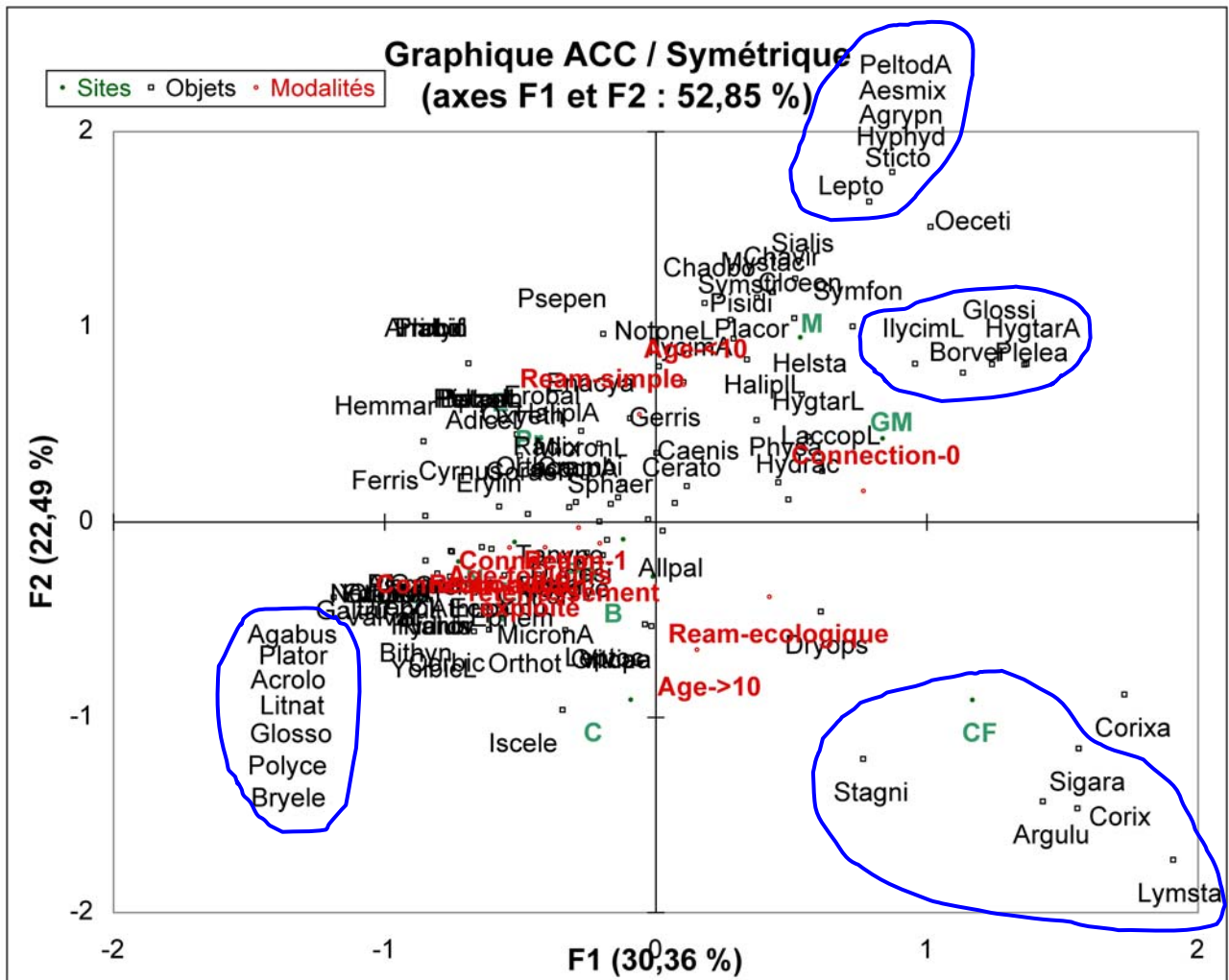
ANNEXE 9 : Résultats des communautés caractéristiques et de l'ACC

Résultats des valeurs indicatrices :

Nœud 1, Muette		Nœud 2, Seiglats		Nœud 3, Neuvry		Nœud 4, GrandMarais		Nœud 5, Groupe homogène		Nœud 6, Loges		Nœud 6, Preaux	
Adicel	33	Acrolo	100	Aseaqu	55	Allpal	74	Argulu	33	Athrip	100	Allpal	80
Aesmix	100	Adicel	100	Athrip	42	Borver	88	Caenis	49	Cerato	95	Aseaqu	62
Agrypn	100	Agabus	100	Bithyn	49	Caenis	57	Cerato	30	Chavir	100	Batpal	100
Cerato	36	Aseaqu	25	Corix	35	Cloeon	70	Coraen	33	Chiron	66	Borver	100
Chaobo	50	Bryele	100	Croery	100	Corixa	75	Corix	78	Cyrnus	50	Caenis	89
Chavir	71	Corbic	35	Cyrnus	87	Dryops	86	Ecnomu	32	Dugesi	91	Chaobo	100
Cloeon	53	Drepol	53	Dugesi	47	Gerris	75	Eryvir	25	Erylin	67	Cloeon	100
Dugesi	25	Ferris	50	Ecnomu	59	Glossi	94	Gerris	33	Helsta	60	Corbic	100
Enacya	29	Galtru	79	Enacya	27	HalipLL	75	Iscele	34	Hydrov	100	Corix	83
Erobal	33	Glosso	100	Ephem	43	Helsta	58	MicronA	53	IlycimA	100	Crambi	100
Erylin	28	Hemmar	75	Erobal	100	Hydrac	42	MicronL	33	MicronA	74	Cyrnus	50
HalipLA	25	LaccopA	60	Grapho	100	HygtarA	100	Orthoc	62	Mystac	100	Drepol	60
HalipLL	46	Litnat	100	HalipLL	43	HygtarL	100	Orthot	28	Orthoc	50	Ecnomu	93
Helsta	30	MicronA	43	Lepto	97	IlycimL	95	Physa	29	Pisgeo	56	Enacya	97
Hyphyd	100	MicronL	95	NotoneA	100	LaccopA	100	Pisidi	58	Planor	100	Ephem	67
IlycimA	50	Orclim	47	NotoneL	100	LaccopL	82	Sigara	33	Riolus	100	Eryvir	93
Lepto	94	Orthot	31	Symfon	33	Oeceti	100	Stagni	33	Sialis	83	Ferris	100
MicronL	38	Pisgeo	34	Symstr	75	Orthoc	36	Symstr	33	Sigara	50	Galtru	86
Mystac	69	Pisidi	48	Tipuli	50	Physa	47	Tanypo	35	Tipuli	100	Gammar	95
NotoneL	50	Plator	100	Valvat	88	Plelea	100	Valvat	33			Glossi	100
Oeceti	71	Polyce	100	YolbicA	100	Radix	39					HalipLA	70
PeltodA	100	Radix	28			Sigara	45					Hipcom	100
Physa	25	Valvat	56			Symfon	100					Hydrac	66
Pisidi	77											Iscele	100
Placor	58											Orclim	100
Psepen	46											Orthoc	50
Sialis	71											Orthot	100
Sticto	100											Oxyeth	93
Symfon	40											PeltodL	100
Symstr	75											Physa	84
												Pisidi	100
												Placor	95
												Potant	100
												Psepen	100
												Radix	74
												Sigara	50
												Sphaer	100
												Tanypo	51

Les codes correspondent à ceux présentés en annexe 5. Les valeurs en **gras** sont les valeurs indicatrices maximales pour le taxon, celles en **bleu** sont des exemples de celles qu'on retrouve sur l'ACC en liaison avec le site auquel elles correspondent (cf. ci-après).

Résultats de l'ACC des paramètres qualitatifs :



Représentation des 2 premiers axes de l'ACC obtenue avec les paramètres qualitatifs (âge, réaménagement et connexion).

Les patatoïdes correspondent à des exemples de taxons qu'on suppose liés aux différents sites (Seiglats, Carreau Franc, Grand Marais et Muette). Ce ne sont que des illustrations pour montrer que l'ACC tend à donner des résultats similaires à ceux obtenus avec les valeurs indicatrices.

ANNEXE 10 : Temps moyen estimé pour application du protocole par site et sur 12 sites

	Par site	sur 12 sites
Préparation des pièges	1h	2 jours
Pose des pièges	2h	2 jours
Relève des bouteilles	1h30	1 jour et demi
Relève des substrats	2h	3 jours
Tri sacs substrats	2h30	3 jours
Détermination	3 à 4 jours	30 jours

ANNEXE 11 : Protocoles végétaux aquatiques et coquilles de mollusques

Deux protocoles supplémentaires étaient initialement prévus pour cette étude. Le premier concernait les végétaux aquatiques mais n'a pas pu être réalisé par manque de temps. Il sera toutefois mis en œuvre pour les prochaines sessions de suivi. Le second avait pour but de compléter le protocole sur les invertébrés aquatiques par un axé uniquement sur les coquilles vides de mollusques. En effet, dans l'étude de Scher (2005), peu de mollusques avaient été contactés. Étant donné que ça n'a pas été le cas ici, cette partie a été abandonnée.

Ces protocoles sont toutefois présentés ici car ils pourront être utilisés à l'avenir. S'ils avaient été mis en place, un sixième point aurait été disposé sur la berge placée sous les vents dominants (S-O N-E) en supposant que ceux-ci entraînent une accumulation des coquilles sur cette berge. Un axe aurait relié, sauf exception, les points 5 et 6. La trajectoire de l'axe aurait été matérialisée par un fil tendu entre ces points.

Phanérogames aquatiques :

Aux points 1 à 5, à une profondeur fixée à 50 cm au moment du premier relevé, on relève :

- le coefficient d'abondance des différentes espèces dans des quadrats de 1x1 m
- et uniquement la présence des espèces dans ce même quadrat divisé en deux (0,5x1 m) pour pouvoir comparer les données aux relevés en pleine eau.

La distance et la direction par rapport à la borne sont notées pour que les relevés soient toujours effectués au même endroit par la suite et qu'ils ne soient plus dépendants de la profondeur.

Sur l'axe matérialisé par le fil entre les points 5 et 6, deux transects de 50m sont tracés à partir de chaque berge, on prélève les phanérogames immergés tous les 5 m à l'aide d'une pince râteau (deux râteaux croisés, d'après Rodusky et al. 2005) si la profondeur est comprise entre 1 et 2 m. La surface prélevée par le râteau est déterminée par une chaînette qui fixe l'ouverture maximale de la pince (0,5x1 m).

Un minimum de 5 sondages de phanérogames est ainsi obtenu par plan d'eau à faible profondeur à proximité des berges et 20 sondages (avec ou non prélèvement) à profondeur plus importante.

Characées :

Sur les transects, on prélève les characées tous les 25 m à l'aide d'un grappin, quelque soit la profondeur. Le grappin est lancé une fois de part et d'autre du transect puis est ramené en le traînant sur le fond.

On obtient donc 8 sondages de characées par plan d'eau.

Coquilles vides de mollusques :

Aux points 1 à 6, on récolte les coquilles vides au bord de la berge dans des quadrats de 1x1 m à la limite terre/eau.

La Bassée est un tronçon de la vallée de la Seine, en amont de Paris. Il s'agit d'un important gisement de granulats alluvionnaires conduisant à l'installation de nombreuses carrières. Cependant, c'est aussi une vaste zone humide possédant une biodiversité remarquable. Un projet de suivi standardisé de cette biodiversité a été instauré par l'ANVL (Association des Naturalistes de la Vallée du Loing et du massif de Fontainebleau) pour préserver cette biodiversité face aux contraintes imposées par l'exploitation industrielle. Cette étude, baptisée ROSELIERE, définit une méthodologie de suivi du compartiment aquatique, consistant en la mise en œuvre d'un protocole d'échantillonnage des invertébrés aquatiques et en son application sur douze sites en Bassée. Les résultats ont été interprétés en fonction des caractéristiques des plans d'eau et de leur réaménagement, permettant non seulement la comparaison des sites entre eux, mais aussi l'identification des paramètres influant sur ces plans d'eau et leur diversité. Les premières conclusions ont été assez inattendues par rapport aux hypothèses empiriques et au postulat selon lequel les réaménagements à vocation écologique seraient plus favorables à la biodiversité. En effet, l'absence ou la simplicité de réaménagement semblent être plus favorables qu'un réaménagement écologique. Des hypothèses sont formulées quant à l'effet de la connexion hydraulique et de l'âge élevé du site sur la biodiversité à travers des phénomènes de diminution de la qualité de l'eau et de déconnexion de la nappe par colmatage. Ces hypothèses seront toutefois à confirmer par la poursuite du suivi durant d'autres sessions.

The Bassée (Ile-de-France, France) is part of the Seine's basin, upstream of Paris. It consists in large layers of gravel aggregates that are exploited by several quarries. It also constitute, however, a wide wetland, host to a remarkable biodiversity. In an effort to protect this rich yet challenged environment, the ANVL (Association of the Naturalists of Loing's Valley and of Fontainebleau's forest body) established a project to monitor, in a standardized way, these water areas. This study, named ROSELIERE, defines a methodology for the monitoring of the aquatic compartment, consisting in setting up a sampling protocol for aquatic invertebrates, applied to twelve sites in the Bassée area. The results were interpreted in relation to the area characteristics and type of rehabilitation they went through, leading not only to the comparison of the different sites but also the identification of parameters which most influence these water bodies and their diversity. The first conclusions that were drawn from this study are quite unexpected in relation to empirical expectations and the initial hypothesis that ecological rehabilitation would lead to better biodiversity. Indeed, not rehabilitating a site or performing a simple rehabilitation seems to yield better results than performing a more complex but more ecological rehabilitation. Hypotheses have been formulated concerning the effect of hydraulic connection and age of a given site on biodiversity by means of decrease in water quality and the disconnection of the water table due to filling in of water infiltrations in the sand mass. These hypotheses must, however, be validated by the continuation of the current study.

Mots-clé : carrière, invertébrés aquatiques, échantillonnage

Keywords : quarry, aquatic invertebrates, sampling