Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN GÉOLOGIE

Biodiversité des eaux souterraines

inventaire et analyses de certains paramètres pouvant influencer la richesse et la diversité de cet habitat particulier

Flamen, Caroline

Award date:
2006

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 19. Apr. 2024

FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX
NAMUR

Faculté des sciences

Biodiversité des eaux souterraines : inventaire et analyses de certains paramètres pouvant influencer la richesse et la diversité des organismes de cet habitat particulier

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de

licencié en Sciences biologiques

Caroline FLAMEN

Août 2005

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Secrétariat du Département de Biologie
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
Téléphone: + 32(0)81.72.44.18 - Téléfax: + 32(0)81.72.44.20
E-mail: joelle.jonet@fundp.ac.be - http://www.fundp.ac.be/fundp.html

Biodiversité des eaux souterraines : inventaire et analyses de certains paramètres pouvant influencer la richesse et la diversité des organismes de cet habitat particulier

FLAMEN Caroline

Résumé

Les aquifères hébergent de nombreux organismes bien que ce milieu soit privé d'énergie lumineuse et que les ressources en nourriture y soient rares.

L'étude de la Grotte de Han-sur-Lesse, un aquifère karstique, a été entreprise afin de caractériser les paramètres susceptibles d'influencer la richesse et la diversité des macroinvertébrés aquatiques de cet habitat particulier.

A cette fin, des prélèvements de macroinvertébrés ont été effectués parallèlement à la caractérisation de l'état du milieu.

L'analyse des données recueillies met en évidence des différences de peuplements entre l'intérieur et l'extérieur de la Grotte.

Bien que l'analyse statistique ne discerne pas de relations significatives entre les espèces et les variables environnementales étudiées, des liens entre la répartition des macroinvertébrés, la granulométrie des sédiments et la proportion de matière organique dans ceux-ci ont été établis.
A l'exception de quelques *Niphargus*, les macroinvertébrés récoltés dans la Lesse souterraine ne sont pas spécifiques du milieu souterrain puisque les vitesses de transfert rapides de la Lesse au travers de la grotte ne permettent probablement pas l'installation d'une faune caractéristique du milieu souterrain à ce niveau. Il s'agira donc de sortir du réseau actif afin de caractériser la faune du domaine de la Grotte de Han-sur-Lesse.

L'importance potentielle de définir des macroinvertébrés en tant qu'indicateurs de la qualité de l'eau a également été abordée.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Août 2005

Promoteurs : J.-P. Descy et V. Hallet

Introduction générale

A l'exclusion des glaciers et calottes glacières, l'eau souterraine représente 97 % des eaux douces disponibles sur Terre. En Belgique, 84 % des eaux potables proviennent des nappes aquifères, le reste étant issu des eaux de surface préalablement traitées. L'eau souterraine constitue donc une ressource non négligeable.

Le site étudié dans le cadre de ce mémoire est la Grotte de Han-sur-Lesse. Elle est localisée dans un massif calcaire fortement karstifié contenant un aquifère très vulnérable aux pollutions.

Bien que l'aquifère soit privé d'énergie lumineuse et que les sources de nourriture y soient faibles, des organismes s'y développent. Ceux-ci jouent un rôle primordial, puisqu'ils assurent l'homéostasie du système. Cette faune est cependant menacée d'extinction suite à la pollution anthropique.

L'aquifère karstique constitue donc non seulement une ressource en eau potable mais également un écosystème aquatique à protéger.

A l'instar des indices biotiques des cours d'eau de surface, l'identification de macroinvertébrés issus de cet aquifère karstique présente donc un intérêt, en tant que bioindicateur général du milieu souterrain.

La contribution à l'étude des paramètres pouvant influencer la richesse et la diversité des organismes de l'habitat souterrain constitue précisément l'objectif de ce mémoire.

Le site de la Grotte de Han-sur-Lesse constitue un système karstique. Les conditions de formation de ce milieu seront d'abord décrites afin de comprendre de quelle manière cet environnement est colonisable par les organismes, d'en illustrer les contraintes qui lui sont propres, et enfin d'expliquer sa vulnérabilité.
Le milieu souterrain sera ensuite caractérisé avant de présenter la faune souterraine.

1. Le phénomène de karstification

La grotte s'est formée suite au processus de karstification.

Un relief karstique provient de la dissolution d'une roche carbonatée (calcite et dolomie) par l'eau chimiquement agressive c'est-à-dire contenant du dioxyde de carbone. Cette érosion, appelée corrosion, est possible lorsque l'eau entre en contact avec les fracturations de la roche en question : failles, diaclases, joints de stratification.

Suite à l'élargissement des fractures, un réseau s'organise : celui-ci comprend des drains principaux, des vides annexes et des fissures moins élargies qui ne se referment pas car la roche est mécaniquement résistante. De plus, le résidu de dissolution étant très faible, les vides créés par dissolution ne sont pas systématiquement colmatés.
C'est ainsi que le réseau karstique se structure (Quinif, 1993). Un aquifère karstique est représenté en fig. 1.

Ce processus est représenté par les équations suivantes :

$CO_2 + H_2O \Leftrightarrow H_2CO_3$
$CaCO_3 + H_2CO_3 \Leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$
$Ca(HCO_3)_2 \Leftrightarrow 2(HCO_3)^- + Ca^{++}$
$2(HCO_3)^- \Leftrightarrow CO_3^{--} + H_2O + CO_2$
$Ca^{++} + CO_3^{--} \Leftrightarrow CaCO_3$

Ces équilibres chimiques peuvent se déplacer dans le sens de la corrosion ou du concrétionnement en fonction de plusieurs facteurs dont les principaux sont présentés dans le tableau. 1.

Outre le carbonate de calcium ($CaCO_3$), les roches calcaires contiennent également des substances insolubles qui se déposent dans le réseau karstique. Ces dépôts forment de 2 à 5 % du volume primitif. En général, ils sont constitués de silicate d'alumine, d'argiles plus ou moins riches en oxydes de fer et de kaolinite (Tercafs, 1998).
La grotte de Han est un réseau karstique du type recoupement de méandres. C'est-à-dire que lorsque la Lesse aborde les calcaires, elle recoupe souterrainement son méandre (Quinif,1993).

1.1. Conséquence du système karstique

1.1.1. Vulnérabilité

Les systèmes karstiques présentent une grande vulnérabilité face aux pollutions (Funcken et Meus, 1999).

En général, la contamination des eaux souterraines a pour origine les sols et les eaux de surface ayant été contaminés par les activités humaines (Gibert et al., 1994).

Dans le karst, la propagation des polluants peut être très rapide et le phénomène de filtration peut être déficient ou même totalement absent. De plus, l'adsorption, la dégradation biologique et chimique y sont réduites, donnant à ces systèmes un faible potentiel d'autoépuration. Une autre particularité est l'accumulation de sédiments et de matériaux pollués dans les compartiments latéraux (Notenboom et al., 1994).

Dans les calcaires dévoniens de Wallonie, cette vulnérabilité est particulièrement importante. En effet, il s'agit d'un karst très développé présentant une forte hiérarchisation des réseaux de fissures élargies et de galeries souterraines. De plus, les terrains de couverture sont généralement très minces et souvent l'infiltration a lieu par des points de pertes bien définis plutôt que par infiltration diffuse (Heuze, 2003).

1.1.2. Causes de la vulnérabilité

La vulnérabilité des systèmes karstiques est liée aux caractères suivants :

- un faible rôle filtrant de la zone d'infiltration,
- un faible effet de la dispersion et de la dilution lié à l'organisation des écoulements,
- un temps de séjour de l'eau trop court pour qu'un effet auto-épurateur intervienne au sein de l'aquifère,
- une importante variabilité temporelle de la qualité de l'eau.

(Bakalowicz, 1999).

La filtration comprend tous les mécanismes de dégradation, de transformation et d'accumulation qui peuvent avoir lieu dans l'aquifère. La capacité de filtration est déterminée par la structure de la matrice interstitielle et par la taille des vides. Le long de l'écoulement, le destin des polluants (c'est-à-dire leur filtration, leur rétention ou leur altération) est déterminé par les processus physiques, chimiques et biologiques dépendants des caractéristiques du système et du type de polluants (Maire et Pomel, 1994).

Les causes de la non-filtration de l'eau au travers du karst sont diverses et découlent toutes du fait de sa structure hétérogène et anisotrope (Mangin, 1994).

- La surface disponible pour la colonisation de micro-organismes ainsi que pour l'adsorption et les échanges d'ions est moins dense dans les roches fracturées de type karstique que dans les sédiments poreux classiques. Cela est une conséquence de l'hétérogénéité de la fracturation de roches en milieu karstique.
- L'infiltration rapide de l'eau dans le karst réduit la possibilité d'évaporation qui est un mécanisme important dans l'élimination des composés organiques volatiles tels que les solvants et nombreux pesticides.

- La filtration physique est relativement faible, particulièrement dans les épaisses couches de karst, où le réseau souterrain est constitué de larges galeries à gros débit.
- A travers le système karstique, le passage des particules de matières se fait par l'intermédiaire d'un flux turbulent, généralement associé aux conduits de ce type d'aquifère. Ainsi la matière ne peut sédimenter dans les réseaux souterrains.
- Le temps nécessaire à l'élimination d'organismes indésirables par le passage au travers des conduits souterrains, par anaérobie et manque de lumière (ex. bactéries), est insuffisant suite au flux trop rapide entraînant des temps de séjour trop courts (Gibert et al., 1994 ; Heuze, 2003).

2. Hydrogéologie

La roche calcaire a la propriété de contenir de l'eau (bonne porosité de fissure) et surtout de la transporter (conductivité hydraulique élevée). Le karst constitue donc un aquifère.

L'hydrogéologie karstique est la science qui étudie les écoulements de l'eau dans les massifs calcaires.

Le fonctionnement d'un aquifère karstique peut être subdivisé de façon schématique en trois zones (Funcken et Meus, 1999). Celles-ci sont présentées à la fig.2.

- Le premier niveau est la zone d'absorption ou zone d'infiltration. Elle est la partie superficielle du massif karstique, celle qui reçoit directement les précipitations. Deux modes d'infiltration peuvent se présenter : soit une infiltration directe et rapide d'écoulements concentrés dans les chenaux karstiques, soit une alimentation diffuse au travers de la couverture meuble ou au travers de calcaires uniformément fissurés.

- Le deuxième niveau est la zone de transfert où les infiltrations lentes sont en partie collectées par les chenaux karstiques. Cette zone possède en général des tronçons verticaux (puits) et horizontaux (galeries). En Belgique, les conduits horizontaux prédominent sur la zone de transfert vertical suite au faible relief ainsi qu'à la faible profondeur des nappes sous la surface.

- Enfin la zone noyée est celle qui contient les réserves principales de l'aquifère. Son étendue en profondeur est fonction de la structure géologique du bassin, de la présence ou non d'un horizon imperméable, de la fracturation, de l'histoire de la karstification, de la pente de la nappe (gradient) et de la stabilité du niveau de base.

Cette distinction entre ces trois zones est le schéma directeur de l'organisation des biocénoses aquatiques et de leur écologie (De Broyer, 1999).
Bien que le flux d'eau souterraine soit un facteur important à considérer dans les systèmes karstiques, il ne peut expliquer à lui seul la dynamique des communautés aquatiques. En effet, les invertébrés du karst ne peuvent être considérés seulement comme des particules inertes, simplement déplacées d'un point à un autre. Les stratégies développées par ces organismes fortement adaptés doivent être prises en compte. Par exemple, Turquin (1989) a montré que les premières crues du cycle hydrogéologique induisaient la dérive des *Niphargus virei*

juvéniles à l'extérieur de l'aquifère karstique, ce qui représente une perte pour la population. Cependant, Turquin a également suggéré que les *N. virei* pouvaient laisser leurs œufs durant la période de basses eaux et utiliser les crues pour permettre une dispersion des juvéniles au travers de l'aquifère.

En période d'étiage, la Lesse se perd au Gouffre de Belvaux (perte) et réapparaît au Trou de Han (résurgence). Le Gouffre de Belvaux peut absorber jusqu'à 25 m^3/s, le débit d'étiage étant de l'ordre de 1 à 5 m^3/s.
Lors de fortes crues, la rivière reprend son cours aérien par la Chavée, son ancienne vallée où la Lesse disparaît dans le Trou d'Enfaule qui absorbe jusqu'à 7 m^3/s. Située dans le lit de la Chavée au contact du schiste et du calcaire, une troisième perte fait disparaître jusqu'à 8 m^3/s, avant que la boucle aérienne complète ne soit occupée.
Il est dit que « la Lesse tourne » lorsqu'elle emprunte la totalité de la Chavée, ce qui se passe pour des débits supérieurs à 40 m^3/s (Kaisin, De Pierpont, 1939).

3. Le milieu souterrain

Les descriptions écologiques de l'environnement souterrain ont été initialement développées en référence aux systèmes de surface. Le tableau 2 présente un résumé des différences les plus marquées des deux environnements et donne une description générale des phénomènes qui les caractérisent (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991). Celles-ci sont expliquées de façon plus détaillée ci-dessous.

3.1. Caractéristiques abiotiques

Les caractéristiques physiques fondamentales du réseau karstique sont : l'obscurité, la température, l'espace disponible dans le milieu interstitiel. La diversité d'habitats est réduite.
La zone de contact entre le milieu extérieur et le milieu souterrain est une zone intermédiaire à luminosité décroissante. Celle-ci peut servir de signal éco-physiologique pour les mouvements faunistiques sous forme de limite thermique, d'indicateur d'entrée et de sortie et constitue un milieu majeur pour les espèces trogloxènes. Le réseau profond est caractérisé par une obscurité totale entraînant l'absence de rythmes nycthéméraux.
La température des eaux est fonction du climat extérieur avec un amortissement lié au volume, au débit, à la surface d'échange et à l'hygrométrie de l'air, ce dernier paramètre influençant le coefficient d'évaporation.
La composition chimique des eaux souterraines dépend de leur origine et de leur débit.
La teneur en oxygène et en dioxyde de carbone est une variable biologique très importante à laquelle les organismes devront donner une réponse physiologique adaptée (Gibert et al., 1994; Griebler et al., 2001; Ginet et Decou, 1977, Tercafs, 1998).
Il existe plusieurs catégories d'habitats aquatiques :

- les cours d'eau rapides sont les rivières et torrents coulant vite parmi les éboulis grossiers au niveau amphibie du karst et où les sédiments fins ne peuvent s'y déposer suite à la vitesse trop élevée du courant ;
- Les « gours » représentent des masses d'eau stagnante, de volume varié, limitées par des parois et un fond de calcite généralement couvert de limon argileux ou de « farine » de calcite. Les gours sont alimentés directement par la zone hydrologique dite de percolation ;

- Les cours d'eau peu courante et les lacs, plus ou moins volumineux, dont le lit est constitué de sable, de calcite pulvérulente ou de limon argileux peuvent présenter un sous-écoulement interstitiel ;
- Les flaques d'eau calme sur argile, souvent temporaires, sont des laisses de crues et proviennent de l'inondation temporaire de galeries normalement émergées. C'est un habitat précaire alimenté par la zone de percolation.

Cette classification n'est qu'un accès limité dans l'espace sur l'ensemble de l'eau souterraine et il n'est pas certain que la faune aquatique y trouve ses biotopes préférentiels. En effet, le réseau des fentes et les vastes masses d'eau du niveau karstique noyé ne sont pas directement accessibles. Leur connaissance n'est obtenue que par déduction des observations à leur frontières : surface, niveau amphibie (les grottes) et émergences (Leruth, 1939 ; Ginet et Decou, 1977).

En conclusion, les eaux souterraines sont caractérisées par une stabilité généralement plus grande que les eaux de surface grâce à l'effet modérateur de l'emmagasinage de l'aquifère. Cette stabilité reste néanmoins dépendante de la vitesse du temps de transfert de l'eau dans les systèmes perte – résurgence. Celles-ci constituent des biotopes en principe stables, à l'abri des variations saisonnières. Sous terre, seules les précipitations atmosphériques peuvent apporter un « signal » extérieur, par les variations de débit quelles entraînent.

3.2. L'énergie dans l'environnement aquifère

L'absence d'énergie lumineuse dans le milieu souterrain entraîne l'absence de producteurs primaires photosynthétiques et par conséquent celle des herbivores. Cette déficience fonctionnelle à la base de la chaîne trophique a un impact important sur la richesse spécifique du système. En effet, les producteurs primaires et les herbivores constituent généralement la majorité des espèces dans les systèmes de surface. Il en résulte des chaînes alimentaires hétérotrophes et plus courtes que dans l'environnement de surface. L'apport d'énergie provient donc des milieux superficiels par dérive dans les systèmes karstiques ou phréatiques. Ce sont des débris ligneux ou végétaux tels que des feuilles mortes, des branches ou brindilles, voire des organismes morts ou vivants qui serviront peut-être de proies aux animaux souterrains. Lors de crues, ces apports énergétiques sont évidemment plus importants. Les aquifères possédant le maximum de kilocalories proviennent de zones à couvert végétal étendu et à forte pente. Lorsque le débit adventif est faible et que le milieu superficiel est essentiellement constitué de roches, l'apport énergétique peut être extrêmement réduit (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991 ; Tercafs, 1998 ; Gibert et Deharveng, 2002).

Les argiles présentent également une valeur nutritive importante par leur richesse en micro-organismes. De nombreux crustacés hypogés s'en nourrissent. (Exemples : Amphipodes *Niphargidae*, Isopodes *Asellidae*). Capables de synthétiser leurs vitamines, les micro-organismes fournissent aux crustacés leurs oligo-éléments, indispensables à leur croissance (Ginet, 1960).

Une autre source de nourriture est le guano des chauves-souris qui est relativement permanente (Delamare Deboutteville, 1971).

En général, les organismes hypogés sont microphages et détritivores et seuls quelques gros organismes appartenant aux genres *Niphargus* et *Proasellus* sont polyphages, faisant d'eux des prédateurs potentiels. Dans les écosystèmes souterrains, la quantité de prédateurs diminue jusqu'à parfois être nulle.

La réponse adaptative des organismes aux eaux pauvres en éléments nutritifs se traduit par leur résistance à la faim et leur bonne efficience alimentaire. De plus, les microorganismes autotrophes peuvent contribuer à la base trophique des écosystèmes cependant, les communautés souterraines sont principalement basées sur les apports allochtones (Gibert et Dehaveng, 2002).

4. La faune souterraine

4.1. Caractéristiques biologiques

Les organismes hypogés présentent des caractéristiques biologiques, morphologiques, physiologiques et comportementales liées aux limitations physiques de l'environnement.
Trois caractéristiques morphologiques sont liées à l'absence de lumière : la dépigmentation, la régression de la vision, une hypertrophie compensatrice des autres organes sensoriels. Chez ceux-ci, des récepteurs chimiques et mécaniques très développés sont souvent présents.

La dépigmentation

La disparition des pigments cutanés est caractéristique des stygobies. Une diminution de la teneur en mélanine des chromatophores ainsi que de leur nombre en est à l'origine.
La dépigmentation est un caractère génétiquement fixé, entraînant la suppression de tous les processus biochimiques et physiologiques générateurs de la couleur d'une espèce.
Aucune pigmentation ne réapparaît chez ces animaux même si ceux-ci sont remis à la lumière de façon expérimentale.

Réduction du système oculaire

Les structures oculaires des invertébrés troglobies (ou stygobies) sont caractérisées par une grande variabilité, résultant d'une instabilité génétique. Ainsi, chez un mollusque (*Opeas cavernicola*), des individus d'une même population peuvent avoir des yeux pigmentés avec un cristallin ou bien être privés de tout appareil dioptrique, avec une série de stades intermédiaires. Une variation de même ordre se produit chez un crustacé amphipode (*Bathyonyx*), un myriapode (*Anthoherposoma*), des araneae (*Leptoneta* et *Troglohyphantes*) et chez divers insectes.

En relation à la taille réduite de l'espace disponible, les animaux interstitiels tendent à devenir plus longs et plus fins (vermiformes). Exemples : annélidés, planaires, crustacés.

La faune souterraine se caractérise également par :

- des taux métaboliques relativement plus faibles, ce qui réduit le besoin d'oxygène ;
- une augmentation de la longévité. En effet, celle-ci découle du temps de développement plus long. Par exemple, un *Niphargus* (fig.3) peut vivre plus de dix ans tandis qu'un Gammare ne vit qu'un an et demi.
- Une résistance à l'hypoxie.
- Une modification de la physiologie de la reproduction :
  - une fécondité plus faible. Cependant, l'efficacité de la reproduction est élevée vu la faible pression de prédation ;

- une augmentation de la taille des œufs, à mettre en relation avec une meilleure utilisation du potentiel énergétique, face aux ressources disponibles ;
- un développement embryonnaire et des intervalles inter-mues plus longs, à mettre en relation avec la diminution du métabolisme ;
- un stockage des lipides plus important.

- Des changements dans les systèmes de communication : mécanismes sonores, communication biochimique, communication par champs électriques.
- Une augmentation des flux hydriques due à la disparition de la couche cireuse (Tercafs, 1999).

Fig. 3 - *Niphargus virei* présentant une dépigmentation, une régression oculaire et des organes sensoriels fort développés (Gibert et Deharveng, 2002).

4.2. Caractéristiques écologiques

Il convient de distinguer les groupes cavernicoles majeurs se différenciant tant sur le plan éthologique, morphologique que physiologique (Gibert et al., 1994) (fig. 4).

4.2.1. Les stygoxènes

Ces organismes n'ont aucune affinité avec les eaux souterraines mais ils s'y retrouvent accidentellement. Cependant, ils peuvent influencer les écosystèmes souterrains en devenant des proies ou des prédateurs.
Exemples : Calanoïdes, Cladocères, des Crustacés benthiques, des Insectes.

4.2.2. Les stygophiles

Les stygophiles présentent une plus grande affinité avec l'environnement des eaux souterraines que les stygoxènes. Ils vivent dans le milieu extérieur mais sont prédisposés à vivre dans le milieu souterrain en raison de conditions favorables à leur équilibre biologique. Ils peuvent y exploiter activement les ressources et s'y reproduire.

Dans les aquifères poreux, les stygophiles sont divisés en trois catégories :

- l'hyporheos occasionnel représenté par des larves d'insectes aquatiques. Les œufs peuvent éclore et les premières larves peuvent résider dans les eaux souterraines durant les premiers stades de leur développement, profitant d'une protection contre la prédation. Les stades plus avancés quant à eux prédominent dans le benthos ou peuvent passer un certain temps en eau souterraine lorsqu'ils doivent retrouver des conditions plus favorables ;

- les amphibies reprennent certaines espèces possédant un cycle de vie qui nécessite l'utilisation des eaux de surface et souterraines. Par exemple : certaines espèces de

Plécoptères. Elles vivent pendant une à plusieurs années dans l'obscurité totale de la zone profonde hyporéique avant de retourner dans la rivière pour émerger en tant qu'adultes. Dans ce cas, le stade interstitiel est prédominant, la vie épigée étant restreinte à l'émergence du stade adulte aérien ;

- l'hyporhéos permanent comprend beaucoup d'espèces immatures et adultes de Nématodes, Oligochètes, Copépodes, Ostracodes, Cladocères et de Tardigrades pouvant être présents durant tous leurs stades de vie aussi bien en eaux souterraines qu'en habitats benthiques. Dans ce cas, un stade aérien épigé n'est pas nécessaire pour compléter leur cycle de vie.

4.2.3. Les stygobies

Vivant de façon permanente dans le milieu souterrain, ces organismes y trouvent les conditions indispensables à leur survie et s'y reproduisent. Certains stygobies se répartissent dans tous les types d'habitats souterrains (ubiquistes). Par exemple les Amphipodes *Niphargus.* D'autres (phréatobies) sont limités aux substrats des eaux souterraines profondes des aquifères alluviaux (eaux phréatiques) (Gibert et al., 1994).

4.3. La faune du milieu souterrain

Les cavités d'un massif calcaire sont d'autant mieux peuplées en organismes souterrains variés que les liaisons avec le réseau des fentes sont nombreuses. Par contre, un massif dont le réseau est réduit ou colmaté a une faune très appauvrie. (Creuzé Des Châtelliers et al., 1991). La fig.5 répertorie les communautés d'organismes présentes dans l'aquifère karstique.

La zone noyée présente la plus grande abondance et la plus grande diversité de peuplements (De Broyer, 1999). Elle est sans doute l'habitat préférentiel des crustacés comme l'Isopode *Sphaeromides raymondi.* Des populations d'un groupe de Crustacés Harpacticoïdes peuvent ramper sur le fond de ces nappes d'eau.
L'Isopode *Proasellus valdensis* développe préférentiellement des populations importantes dans la zone noyée du karst (Creuzé Des Châtelliers et al., 1991).

Les biocénoses du système souterrain ne sont pas fixes et immuables mais évoluent dans le temps et, en quelques années, des successions d'espèces peuvent apparaître.

Le confinement d'une population dans un biotope donné peut être déterminé par des causes biologiques liées, par exemple, à la prédation. Au sein d'un même système, la répartition des individus appartenant à une espèce peut conduire au choix de milieux de vie différents pour les jeunes et les adultes. Citons des jeunes *Stenoasellus virei* (Isopodes) : ils sélectionnent des habitats sableux et graveleux tandis que les adultes se retrouvent dans les eaux libres. Ceci a été observé dans un massif calcaire de Haute-Garonne. En effet, dans un milieu sans prédateur, les plus gros individus d'une espèce ont tendance à se nourrir des plus petits. Le choix d'un milieu de vie différent par les jeunes provient d'un comportement d'évitement face aux adultes (Gibert et al.,1994).

4.4. Cycles biologiques

La majorité des organismes vivant en surface présentent des rythmes sexuels discontinus et ceci en relation avec les variations saisonnières : principalement la température et la durée du jour.
En revanche, les animaux hypogés ne présentent jamais de telles interruptions de leur reproduction et une population compte toujours des femelles gestantes. Toutefois, la persistance d'un cycle reproducteur a été observé chez de nombreux arthropodes hypogés, avec des périodes où il existe un maximum de femelles sexuellement actives alternant avec des périodes de moindre activité.

Sur des populations d'Isopodes hypogés, il a été remarqué que les populations interstitielles, directement influencées par le cours d'eau, présentent une période de reproduction maximale beaucoup plus importante que celle des peuplements inféodés aux eaux karstiques; les eaux du cours d'eau subissent directement les variations saisonnières et les répercutent rapidement au domaine interstitiel. Au contraire, dans les réseaux karstiques, ces variations peuvent être atténuées et la température de l'eau être plus constante. Cependant, dans les cavités soumises aux régimes des eaux de surface, la période de reproduction est plus marquée que dans les autres systèmes karstiques.
Dans les systèmes à perte-résurgence, une activité génitale accrue peut être en relation avec la période de crue entraînant un supplément de matériaux organiques.
Au contraire, dans les systèmes karstiques où l'alimentation en eau est uniquement d'origine météorique, le transit de matière organique n'est pas corrélé aux périodes hydrologiques (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991).

4.5. Assemblages biotiques

Les populations naturelles possèdent des particularités qualifiées de stratégies adaptatives qui se présentent sous trois aspects : démographique, énergétique et écologique. Les caractéristiques démographiques correspondant à ces adaptations sont : le taux de fécondité, le taux de mortalité, l'âge de la première reproduction, la durée de la période de croissance, l'espérance de vie à la naissance, etc. Ces adaptations démographiques aux conditions du milieu constituent ce que l'on appelle des stratégies démographiques (Cole, 1954).

Trois types de stratégie démographiques sont distinguées : r, K et A.

La stratégie démographique d'une espèce est déterminée par l'habitat. Les facteurs qui déterminent le type de stratégie sont énumérés dans le tableau 3.

Les populations qui adoptent la stratégie r colonisent des milieux instables tels que des systèmes présentant une hydrologie très variable. Ces populations comprennent des individus productifs (fécondité élevée, développement rapide, etc.) et de courte durée de vie.

Les stratèges-K occupent des habitats stables. Ce sont des populations capables de produire de nouveaux individus reproducteurs avec le meilleur rendement possible. Ces organismes présentent une longue durée de vie, une faible fécondité, un développement plus lent, etc.

La stratégie de type A de Greenslade (1983) est particulièrement descriptive des organismes souterrains. Cette stratégie se retrouve dans des environnements prédictibles mais écologiquement défavorables. Les stratèges-A sont caractérisés par un cycle de vie plus long que les stratégies r et K, une maturité plus tardive, de plus longs temps de développement, une fécondité plus faible.

Les populations souterraines sont moins denses que dans la majorité des environnements épigés. Par conséquent, les différentes pressions biotiques, telles que la prédation et la compétition spécifique, sont moins sévères.
Les principes de l'organisation de la communauté ont été développés par Blandin et al. (1976) qui reconnaît deux types de stratégies biocénotiques :

- la **stratégie de type i** est basée sur la capacité des individus à réagir quand les conditions de l'environnement changent. Il y a dominance d'une seule espèce. Cette stratégie se rencontre dans un environnement où les flux d'énergie sont discontinus et la quantité d'énergie faible. Suite à la modification de l'environnement, la survie de l'écosystème dépend de la survie de toutes les espèces et de la capacité des populations à produire de nouveaux individus sur le plan génétique.
- Quant à la **stratégie de type s**, elle est basée sur la redondance fonctionnelle des espèces. Le milieu dans lequel se rencontre ce type de stratégie est caractérisé par une grande quantité d'énergie. La richesse spécifique et la biodiversité y sont élevées. Lors de la modification de l'environnement, il y a substitution de l'espèce extirpée par d'autres, maintenant les mêmes fonctions dans l'écosystème (tableau 4).

La stratégie des animaux hypogés est probablement de type i. L'auteur base son affirmation sur la réduction de la diversité et de la richesse plutôt que sur les propriétés génétiques des populations naturelles.

La distribution spatiale non uniforme des biocénoses souterraines est une autre caractéristique importante. Par exemple, la biodiversité et des concentrations en organismes plus élevées se retrouvent dans ou près des zones de transition entre l'eau de surface et souterraine plutôt que dans les nappes aquifères plus profondes (Gibert et al., 1994).

4.6. Importance de la faune souterraine

Bien que trop peu connue, la faune souterraine est d'une grande richesse.

La biodiversité d'un milieu a un rôle primordial : celui d'être le premier garant de son homéostasie (Gibert, 1991). De par leur place dans les aquifères, les organismes souterrains agissent au niveau de la qualité des eaux souterraines. La matière organique s'infiltre dans les fissures et les galeries, est ensuite enfouie dans les sédiments puis est incorporée dans la chaîne alimentaire au niveau des détritivores. En s'alimentant, ils collaborent à la dégradation de la matière organique véhiculée par l'eau. En respirant et en excrétant, ils contribuent à la composition physico-chimique de l'eau.

Ces organismes sont également capables d'intégrer les effets de plusieurs variables environnementales, ils peuvent donc être beaucoup plus informatifs que les analyses physico-chimiques de l'eau qui, elles, représentent des mesures de variables ponctuelles.

Cette faune joue un rôle dans l'autoépuration des aquifères. Les organismes agissent sur le devenir des substances dissoutes et particulaires et sur les sédiments en participant à trois processus principaux qui sont:
la bioturbation, la biotransformation et la bioaccumulation.

- La bioturbation regroupe les processus de creusement, de transport et d'agitation des sédiments par les organismes. Ceci est principalement le fait des Vers, des Crustacés et

des larves de Chironomes. Cela entraîne un mélange des particules, une transformation de la structure, de la porosité et de l'oxygénation des sédiments. De plus, les organismes ingèrent les sédiments pour rejeter ensuite les produits de la digestion. Ce brassage peut remettre en solution certains composants.

- Bien que la biotransformation par la faune soit mineure par rapport à l'activité microbienne, les animaux sont capables de métaboliser et de transformer certains polluants en produits non toxiques. Les recherches ont porté sur la dégradation des hydrocarbures et la régulation des métaux lourds. Par exemple, il est estimé dans la rivière de Detroit que de 0,2 à 7,4 g/m²/année de PCB et de 10 à 400 g/m²/année de plomb peuvent être ingérés par les Vers.
- La bioaccumulation est la concentration des polluants dans les organismes. Les métaux toxiques, même en faible quantité en milieu naturel, sont accumulés par les organismes grâce à la fixation par les métallothionéines. Il existe une relation entre les concentrations et la longévité des organismes. Des espèces hypogées à forte longévité présentent des concentrations en Cd et Pb très élevées. (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991).

De plus, ces animaux font partie de notre héritage culturel. Or, cette faune est menacée d'extinction suite à la pollution anthropique (Danielopol, 1998). Par exemple, en Belgique, le tiers des espèces troglobies n'ont plus été retrouvées après 1950. Mais il ne faut pas écarter le manque de données : trop peu de gens s'adonnent à la biospéléologie, procèdent à des récoltes et des observations régulières (Dethier et Hubart, 1999).

Les organismes souterrains à travers leurs différents rôles sont donc capables de nous renseigner sur l'état, le fonctionnement et l'évolution des systèmes aquatiques souterrains. (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991 ; Gibert et al., 1994).

Il est donc nécessaire de mieux connaître et de protéger la biodiversité souterraine ainsi que de prendre en compte le potentiel de l'écologie souterraine dans l'étude de l'état de l'environnement (De Broyer, 1999).

4.7. Effet de la pollution sur la faune

Définissons préalablement le terme de pollution. La notion de pollution ne se réfère pas à la pureté des eaux (une eau chimiquement pure n'est pas favorable au développement de la vie) mais plutôt aux modifications de leurs caractéristiques naturelles, modifications souvent imputées à l'homme. Il s'agit donc d'une perturbation anthropique bouleversant l'équilibre naturel. La pollution correspond donc à une introduction directe ou indirecte d'une substance ou d'un facteur physique, chimique ou biologique entraînant une nuisance ou une altération de l'environnement dans un milieu donné (Micha et Noiset, 1982 ; Ramade, 1992).

Les contaminants des eaux souterraines peuvent être groupés en trois catégories :

- les matières organiques des eaux usées, du fumier et autres sources qui peuvent servir comme source de carbone et source d'énergie pour les organismes hétérotrophes ;
- les composés toxiques organiques et inorganiques (Métaux lourds, pesticides et autres xénobiotiques organiques) ;

- les composés azotés et phosphorés, nutriments pour les producteurs primaires et autres microorganismes (Gibert et al., 1994).

Il existe différents types de pollutions :

- les pollutions physiques : pollution thermique (rejets d'eau chaude par les centrales électrique, pollution radioactive (centrales nucléaires) ;
- les pollutions chimiques : pollution par les fertilisants (azote, phosphore), pollution par des métaux et métalloïdes toxiques (mercure, plomb, cadmium, etc), pollution par les pesticides (insecticides, fongicides, herbicides), pollution par les hydrocarbures (pétrole brut et dérivés), pollution par des composés organochlorés (insecticides, PCB,…) ;
- les pollution organique ;
- les pollution microbiologique (Ramade, 1992).

La fig. 6 et le tableau 5 résument les différents types de pollution et leur origine.

La pollution organique est due aux effluents domestiques (eaux usées), industriels (agro-alimentaire, papeterie,…) et agricoles (engrais chimiques, lisiers,…). Ces polluants sont biodégradables, c'est-à-dire que les microorganismes (bactéries) peuvent les dégrader (comme ils le feraient pour les éléments naturels) en eau et CO_2. Or cette biodégradation consomme de l'oxygène. Si l'apport en matières organiques est trop important pour le milieu récepteur, on observe un déficit en O_2 qui, si il est total, conduit non seulement à l'élimination des organismes mais aussi à la synthèse de substances toxiques (NH_4^+, NO_2^-, H_2S) par les bactéries anaérobies.

La contamination organique interfère donc avec la nature oligotrophe des habitats souterrains qui sont généralement limités en carbone (Gibert et al., 1994).

Une augmentation de la densité de macroinvertébrés cavernicoles en réponse à une contamination par les eaux usées. En effet, l'afflux d'eau polluée constitue un apport trophique pour les bactéries saprophytes et pour la faune souterraine et superficielle limivore et détritivore tels que des Annélides, des larves de Chironomes ou des crustacés Isopodes. Cette pollution peut éliminer les métazoaires étant donné la diminution d'oxygène dissous suite à l'oxydation et la biodégradation de la matière organique. La disparition totale de la faune autochtone (Isopodes et Amphipodes) après une contamination organique sévère, peut entraîner l'entrée de la faune épigée saprobionte dans l'aquifère (Annélides et larves de Chironomes), diminuant ainsi la diversité biologique, garante de la survie des écosystèmes (Culver et al., 1992). Sket (1973) a observé le même phénomène suite à une pollution organique aiguë où une riche faune cavernicole (*Niphargus sp., Synurella sp.*) est remplacée par des espèces épigées détritivores telles *Tubifex tubifex* et *Ancylus fluviatilis*.

En conclusion, une faible pollution organique facilite la pénétration des animaux épigés dans les cours d'eau souterrains. Une forte pollution provoque un taux de mortalité élevé par anoxie.

L'élimination de la contamination entraîne la diminution des espèces polysaprobiontes (résistantes à la pollution organique). Cependant, ces dernières sont capables de s'adapter à de nouveaux changements des conditions environnementales (Creuzé Des Chatelliers et al., 1991 ; Gibert et al., 1994, Notenboom et al., 1994).

La pollution par les métaux lourds, pesticides et autres xénobiotiques organiques (provenant d'industries, de l'agriculture et de combustions) peut entraîner la mort ou altérer des structures morphologiques et génétiques comme par exemple, la déformation des soies chez les vers Oligochètes exposés à des teneurs de mercure trop élevées. Elle peut aussi

provoquer des transformations du cycle de vie, du mode de croissance et de reproduction (modification du développement embryonnaire, variation du taux de mortalité).

La pollution par les matières fertilisantes (azote et phosphore) en quantité excessive entraîne la prolifération de microorganismes et d'algues qui diminuent la luminosité et qui consomment l'oxygène dissous dans l'eau. C'est le phénomène d'eutrophisation. Cette pollution est produite par les eaux usées urbaines (détergents, déjections,…), certains effluents industriels (production d'engrais, agroalimentaire) et le ruissellement des eaux chargées d'engrais apportés en excès aux cultures.
Les effets de l'eutrophisation et de la pollution par les matières organiques sur la faune sont semblables (disparition des organismes suite au déficit en oxygène dissous) mais ces pollutions diffèrent de par leur origine.

4.8. Les macroinvertébrés aquatiques souterrains en tant que bioindicateurs

Dans le cadre de ce mémoire, je me limiterai à la faune aquatique du milieu souterrain.

Il ne faut pas dissocier le suivi des eaux de surface du suivi des eaux souterraines. Les eaux souterraines sont des systèmes ouverts en étroite relation avec les eaux de surface ou avec les écosystèmes terrestres (Gibert, 1991).
Les caractéristiques de l'environnement souterrain font que la recherche sur l'utilisation des invertébrés en tant que bioindicateurs de qualité de l'eau est probablement plus importante qu'elle ne l'est pour les systèmes de surface. En effet, dans l'eau souterraine, il n'y a pas de plantes et en général pas de vertébrés. Le biomonitoring doit donc seulement se baser sur les bactéries, les champignons, les protozoaires ou les invertébrés (Malard, 2001). En outre, les invertébrés hypogés perçoivent directement les changements du contenu chimique de l'eau souterraine alors que de tels changements peuvent être atténués par la végétation aquatique (algues, macrophytes) dans les cours d'eau superficiels.

A l'instar des cours d'eau de surface, l'utilisation des macroinvertébrés bioindicateurs en milieu souterrain peut donc être utile au contrôle biologique de la qualité de l'eau. En effet, mieux que les résultats chimiques qui ont un caractère ponctuel, les observations biologiques apportent des informations tenant compte des effets cumulés passés et présents.
Cependant, cela requiert la connaissance des exigences écologiques et des limites de tolérance de l'espèce sur une base saisonnière ainsi que des possibilités de résistance à une pollution chronique et aiguë. (Micha et Noiset, 1982).
Deux approches méthodologiques différentes ont été développées dans le biomonitoring des eaux souterraines.

La première concerne l'écotoxicologie des eaux souterraines qui étudie la manière dont les substances toxiques altèrent la survie ou le développement des organismes. Selon cette approche, l'évaluation de la qualité d'un écosystème se base sur la présence ou l'absence d'espèces sensibles préalablement définies et/ou sur l'examination de niveaux de contaminants accumulés dans les chaînes alimentaires.

La seconde approche touche à l'écologie des pollutions des eaux souterraines. Celle-ci examine les changements de la composition et de la structure des communautés d'invertébrés liés à une contamination. Les écologistes considèrent les réponses de nombreuses espèces ou groupes face aux changements de facteurs abiotiques aussi bien que les interactions entre les différentes espèces (par exemple la compétition et la prédation) (Malard, 2001). Dans le cadre de ce mémoire, nous nous focaliserons sur cette dernière méthode.

L'utilisation des invertébrés souterrains comme bioindicateurs de la qualité de l'eau souterraine est une approche relativement nouvelle qui est apparue avec le développement de l'écologie des eaux souterraines (Malard 2001). Les avantages offerts par les invertébrés hypogés à l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes souterrains sont similaires à ceux fournis par les invertébrés benthiques utilisés pour évaluer l'état de l'écosystème de surface.

Les invertébrés souterrains présentent :

- des relations étroites avec leur milieu et entre eux ;
- des types trophiques divers (par exemple : détritivores, carnivores) ;
- des cycles de vie variés (par exemple plusieurs années pour les amphipodes, quelques mois pour les ostracodes).

Par conséquent, ils répondent directement ou indirectement (par exemple : par prédation, compétition) aux changements de propriétés des différents constituants du milieu souterrain (par exemple : le contenu en oxygène de l'eau souterraine, la quantité de matière organique).
De plus, ils assimilent les effets d'une contamination sur des périodes de temps variées (Malard, 2001).
Cependant, bien qu'abondants et de large répartition géographique, les invertébrés souterrains présentent une distribution spatiale et temporelle très hétérogène, ainsi qu'un grand nombre d'espèces endémiques (Mösslacher et al., 2001). En outre, l'écologie des stygobies n'est pas aussi bien connue que celle des macroinvertébrés des eaux de surface. Ces difficultés rendent le choix de descripteurs plus difficile (Creuzé des Châtelliers et Reygrobellet, 1990).

Dans l'environnement hyporhéique, certains stygobies peuvent refléter des conditions saprobiques : Oligosaprobe, *Hauffenia subpiscinalis* ; oligosaprobe-β mésosaprobe, *Niphargus puteanus spoekeri,* et *Asellus aquaticus cavernicolus* (Mestrov et Latinger-Penko, 1977/1978, 1981).

Des espèces ou des ensembles d'organismes peuvent décrire tel ou tel aspect du fonctionnement physique des milieux plutôt que de la qualité de l'eau elle-même. On distingue des espèces indicatrices :

- de l'origine des eaux souterraines et du régime hydrologique : tel le crustacé Amphipode *Salentinella,* ou le crustacé Ostracode *Pseudocandona zschokkei* qui marquent les arrivées d'eaux souterraines. Les organismes des eaux souterraines ont été utilisés en tant que descripteurs de la connectivité hydrologique et de la stabilité des aquifères (Bournaud et Amoros, 1984). Un bon descripteur de l'intensité de l'échange entre la rivière et l'aquifère adjacent semble être l'oligochète *Phallodrfilus sp* (Lafond et Durbec, 1990) ;
- de la stabilité physique : le ver *Troglochaetus beranecki*, le crustacé Isopode *Microcharon reginae*, le crustacé Ostracode *Pseudocandona triquetra* ne vivent que dans les milieux phréatiques vrais (écoulements lents et réguliers d'une nappe souterraine), calmes et stables, car ce sont des organismes très fragiles. L'occurrence d'animaux tels que *Troglochaetus beranecki* (Archanelida), *Microcharon reginae* (Isopode), et *Pseudocandona triquetra* (Ostracode), paraissent être restreints aux parties de l'aquifère alluvial caractérisé par une stabilité physique. Ces conditions sont principalement rencontrées dans les zones phréatiques profondes dans lesquelles les organismes très fragiles sont capables de survivre (Dole et Coineau, 1987).
- des conditions mésologiques locales (granulométrie, matière organique, oxygène : parmi les crustacés Ostracodes, *Cryptocandona kieferi* décrit des zones peu oxygénées, où peu de sédiments fins sont présents tandis que *Kovaleskiella sp*. indique

des zones bien oxygénées riches en sédiments fins. Certains crustacés Harpacticoïdes sont également de bons marqueurs : *P. subterranea* décrit des zones bien oxygénées d'un petit cours d'eau pyrénéen et *E. bouilloni* les zones peu oxygénées. *Hauffenia subpiscinalis, Niphargus puteanus spoekeri* et *Asellus aquaticus cavernalis* sont de bons indicateurs de pollution par la matière organique (Creuzé des Châtelliers, 1991).

Danielopol (1989) a montré que dans un chenal important du Danube, la distribution de deux crustacés ostracodes était lié aux niveaux d'oxygène et au pourcentage de sédiments fins. Par exemple, *C. kieferi* semble être indicateur des zones peu oxygénées et contenant peu de sédiments fins.

En rapport à la potabilité des eaux souterraines, la présence de stygophiles peut signifier une connexion avec les eaux de surface mais ne signifie pas nécessairement une situation inacceptable.
Une infiltration plus intense d'eau de surface méso- ou polysaprobe peut être indiquée par l'abondance de stygoxènes, une condition qui pourrait être considérée comme indésirable pour l'eau potable. Cependant, la présence ou l'absence de ces différents groupes écologiques dans les réseaux d'eau potable de distribution ne donnent qu'une indication très grossière sur leur potabilité.

En milieu souterrain, les Oligochètes et les crustacés constituent des groupes d'invertébrés particulièrement intéressants à retenir. En effet, ils sont abondants et diversifiés dans tous les systèmes souterrains. Les espèces d'Oligochètes sont des groupes d'invertébrés appropriés au biomonitoring grâce à leur long cycle de vie (Kazanci et al., 1996 ; Tachet et al., 2000).
Les *Niphargus* et d'une manière générale, les espèces stygobies, demandent une eau très propre (Gibert, 1991).

4.9. Macroinvertébrés aquatiques souterrains découverts en Wallonie et dans la grotte de Han lors de recherches précédentes

R.Leruth (1939) fut le premier à entamer une étude systématique du milieu souterrain, dulçaquicole et terrestre, et à compiler une liste des espèces cavernicoles de Belgique. Leruth recense les espèces de la Grotte de Han. Celles-ci sont reprises dans le tableau 6.

Dans les années 90, Chauvin (1990, 1991) récolte la faune aquatique de la grotte. La liste des organismes récoltés est présentée en fig.7.

Depuis lors, la connaissance de la faune des eaux souterraines n'a pas augmenté de façon significative.
Jusqu'à récemment, le nombre d'espèces stygobies, strictement inféodées au milieu des eaux souterraines, s'élevait à seulement 25 (Delhez et al., 1999). La liste des espèces recencées dans la grotte de Han est en fig.8.

Les troglobies aquatiques (stygobies) sont trois fois plus nombreux que les troglobies terrestres avec 4 espèces d'Ostracodes, 5 espèces de Copépodes, 2 Isopodes et 8 Amphipodes. L'Amphipode *Niphargus* est représenté par 6 espèces dans nos aquifères karstiques et nos eaux phréatiques, dont le *Niphargus virei* pouvant dépasser 3 cm de long (De Broyer, 1999).

Dans la Grande Fontaine, Mr Georges Michel a découvert plusieurs *Niphargus virei* (communication personnelle).

En 2002, le lancement du projet européen PASCALIS permet à l'Institut Royal des Sciences naturelles de Belgique, en collaboration avec la commission wallonne d'Etude et de

Protection des Sites souterrains, de participer à une évaluation de la biodiversité des eaux souterraines à l'échelle européenne et au développement d'outils permettant sa conservation. Trente-deux espèces strictement inféodées aux eaux souterraines ont pu être distinguées, parmi lesquelles trois sont endémiques à la Belgique et, en particulier, au bassin de la Meuse, à savoir Pseudocandona leruthi (Klie, 1936) (Crustacé, Ostracode), Proasellus hermallensis (Arcangeli, 1938) (Crustacé, Isopode) et Speocyclops fontinalis (Fiers ; 2005) (Crustacé, Copépode). Cette dernière espèce est nouvelle pour la Science. A l'heure actuelle, le nombre total d'espèces stygobies en Belgique, compte tenu des données de la littérature, s'élève à 40 dont 14 sont nouvelles pour la faune belge. Certaines des nouvelles espèces sont menacées. Il est en effet intéressant de noter que 9 espèces mentionnées dans les travaux de Leruth n'ont pas été retrouvées dans les échantillons PASCALIS. En règle générale, le nombre d'espèces stygobies dans les échantillons est toujours extrêmement faible. Plus de 37% des échantillons ne contenaient aucun stygobie (Martin, 2005).

5. Evaluation de la qualité des eaux souterraines

5.1. Directive cadre de l'eau (DCE)

La Directive Cadre de l'eau définit pour l'ensemble des pays membres de l'Union européenne une politique de gestion globale pour les eaux. La Directive précise que pour les eaux souterraines, les états membres doivent :

- « mettre en œuvre les mesures nécessaires pour prévenir ou limiter les rejets de polluants (…) et pour prévenir la détérioration de l'état de toutes les masses d'eau ». Une masse d'eau souterraine étant définie par l'article 2 de la directive comme « un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un aquifère » et un aquifère comme « une ou plusieurs couches souterraines ou autres couches géologiques d'une porosité et perméabilité suffisantes pour permettre soit un courant significatif d'eau souterraine, soit le captage de quantités importantes d'eau souterraine » ;
- « protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau, assurer un équilibre entre les captages et le renouvellement des eaux souterraines afin d'obtenir un bon état des masses d'eau souterraine » au plus tard en 2015 ;
- « mettre en œuvre les mesures nécessaires pour inverser toute tendance à la hausse, significative et durable, de la concentration de tout polluant résultant de l'impact de l'activité humaine afin de réduire progressivement la pollution des eaux souterraines ». Une tendance significative et durable à la hausse est une augmentation statistiquement significative de la concentration d'un polluant par rapport aux concentrations mesurées au début du programme de surveillance, compte tenu des normes de qualité et des valeurs seuils.

Il est à noter que la Directive Cadre de l'Eau (DCE) ne mentionne pas l'aspect biologique dans la caractérisation des eaux souterraines. Pour cette directive, l'état des eaux souterraines s'évalue en se basant sur leurs états quantitatif et chimique.

Afin que l'état quantitatif soit reconnu comme bon, le taux annuel moyen de captage à long terme ne doit pas excéder la ressource disponible de la masse souterraine.

Dans le cas de l'état chimique, les paramètres considérés sont la conductivité et les concentrations en polluants. Cet état est bon si les concentrations de polluants ne montrent aucun effet d'une invasion salée, ne dépassent pas les normes de qualité et n'occasionnent pas

une diminution importante de la qualité écologique et chimique des eaux de surface associées ou aux écosystèmes terrestres dépendant directement de la masse d'eau souterraine. L'état chimique des masses d'eaux souterraines doit être en conformité par rapport aux seuils suivants :

- nitrates : 50 mg/l,
- pesticides : 0,1 µg/l par substance,
- biocides : 0,1 µg/l par substance.

(J. officiel C.E., L 331/1, 2001).

5.2. SEQ – eaux souterraines

Conformément aux besoins exprimés dans la directive cadre de l'eau (2000/60/CE), le système d'évaluation de la qualité (SEQ) des eaux souterraines se focalise sur l'aptitude de l'eau souterraine aux usages, à l'état patrimonial et à la biologie.

Les principaux usages retenus sont : la production d'eau potable (alimentation en eau potable et industries agro-alimentaires), l'industrie (hors agro-alimentaires), l'énergie (pompes à chaleur, climatisation), l'irrigation et l'abreuvage.

La notion d'état patrimonial exprime le degré de dégradation d'une eau suite à la pression exercée par les activités socio-économiques sur les nappes, sans faire référence à un usage quelconque.

Enfin, la fonction « potentialités biologiques » permet d'évaluer le cas échéant, l'impact de la qualité des eaux souterraines sur l'aptitude à la vie dans les eaux superficielles lorsqu'elles les alimentent. Remarquons ici encore que la biologie du milieu aquatique souterrain n'est pas mentionnée.

Ce système permet de comparer entre elles les qualités des eaux souterraines d'un territoire et d'en étudier l'évolution.

Par souci de simplification, les paramètres servant à appréhender la qualité d'une eau ont fait l'objet de regroupements partiels appelés « altérations ». Ce sont des groupes de paramètres de même nature ou de même effet permettant de décrire les types de dégradation de la qualité de l'eau.

Le SEQ est construit de façon à déterminer l'aptitude potentielle de l'eau à satisfaire les différents usages et il propose un indice label de la qualité. Ce dernier est l'indice minimal obtenu pour l'ensemble des altérations considérées (Lapuyade F., 1998).

6. Résurgence et faune

Les sources constituent l'interface entre les milieux souterrains et de surface. Bien que le milieu souterrain soit dépendant des apports nutritifs de la surface, il existe des mécanismes d'exploitation réciproque aux lieux de contact avec le milieu superficiel. L'écotone (zone de transition) souterrain/superficiel peut correspondre à une zone de biodiversité intermédiaire entre les systèmes adjacents (Gibert, 1991 ; Delamare Deboutteville, 1971).
Selon Ginet et Decou (1977), bien que les sources et autres émergences montrent souvent un mélange de formes épigées remontant vers l'amont et d'espèces hypogées portées vers l'aval, cette communauté n'a pas de « vie » propre, ni de structure harmonieuse et permanente. Il n'y a guère d'animaux typiquement adaptés au seul domaine des émergences, et ils ne montrent aucun des caractères propres aux espèces troglobies. La communauté des émergences est qualifiée de « crénobionte ».

Si l'eau provient d'une nappe aquifère profonde, la source sera d'une grande constance sur le plan physico-chimique.

Il existe trois types de sources. Les sources limnocrènes sont des mares ou des étangs formés là où l'eau émerge du sol. Les sources holocrènes sont des zones marécageuses constamment humides, situées sur le sommet d'un plan aquifère ou sur des pentes où l'eau suinte. Les sources rhéocrènes sont les sources « classiques », leur eau jaillit du sol et s'écoule immédiatement de manière lotique.

La faune des rhéocrènes karstiques est caractérisée par une forte proportion de stygobies emportés par les eaux souterraines. C'est le cas par exemple de *Niphargus puteanus* ou du gastéropode *Bythiospeum diaphanum* (Zollhöfer, 2001).

Objectifs de l'étude

L'objectif principal de ce mémoire est de caractériser les facteurs environnementaux susceptibles d'influencer la richesse et la diversité des macroinvertébrés aquatiques de la Grotte de Han-sur-Lesse.

Pour ce faire, l'état du milieu sera d'abord établi :

- un essai de traçage permettra de déterminer le temps de transfert à travers la Grotte.
- Deux sondes multiparamètres placées à l'entrée et à la sortie de la Grotte mesureront en continu les paramètres physico-chimiques.
- Des analyses d'eau seront réalisées.

Parallèlement aux mesures physico-chimiques, des macroinvertébrés seront prélevés en différents points de la grotte et déterminés.

Finalement, des analyses statistiques et la méthode des traits biologiques, écologiques et physiologiques permettront de traiter les données récoltées, afin d'extraire un maximum d'informations sur les paramètres environnementaux qui conditionnent la répartition des invertébrés.

Dans un premier temps, le milieu étudié sera caractérisé grâce à des paramètres hydrogéologiques et physico-chimiques. La composition faunistique sera ensuite abordée. La recherche se poursuivra par l'analyse des facteurs environnementaux susceptibles d'influencer la répartition des invertébrés dans la Grotte de Han-sur-Lesse. Enfin, les données récoltées seront traitées via une analyse multivariée et la méthode des traits biologiques, physiologiques et écologiques.

1. Site étudié

1.1. Choix du site

Le site étudié est la Grotte de Han-sur-Lesse (fig. 1). La grotte de Han est connue comme étant le plus grand réseau karstique de Belgique. Entre la perte et la résurgence, plusieurs points d'accès sur son parcours souterrain sont possibles. La grotte présente également plusieurs regards sur la nappe, notamment au niveau de la Grande Fontaine.

Ce site présente des intérêts spéléologiques, hydrogéologiques, touristiques et biologiques.

Dans le cadre de ce mémoire, l'étude se focalisera sur cette seule grotte afin de permettre une caractérisation du site approfondie et de favoriser un suivi à long terme.

Les points d'échantillonnages sont choisis de l'amont vers l'aval (fig. 2).

1.2. Localisation

. La grotte est localisée en province de Namur, dans l'arrondissement de Dinant, en bord Sud de la Famenne. Cette grotte fait partie de la Calestienne, bande calcaire faisant frontière entre les hauts plateaux ardennais et la dépression de la Fagne-Famenne (Quinif, 1993).

1.3. Lithologie

La grotte s'est formée dans les calcaires givétiens (fig. 3). Le Givétien comprend de puissants biostromes à stromatopores séparés par des calcaires biomicritiques et des calcaires argileux et noduleux (Havron et al., date)

Biostrome : masse de roche sédimentaire construite par des organismes, restés le plus souvent en position de vie, d'épaisseur faible par rapport à son diamètre, et formant une couche interstratifiée dans les couches avoisinantes.

Stromatopores : organismes encroûtants uniquement fossiles, formés de couches calcaires parallèles réunies par des piliers perpendiculaires. Leur surface montre des perforations rondes et d'autres étoilées (astrorhizes). On les groupait, il y a peu, dans les Hydrozoaires, (Cnidaires). On pense aujourd'hui qu'ils sont proches des Spongiaires. Répartition stratigraphique : Cambien – Tertiaire.

Biomicrite : calcaire formé de débris d'organismes liés par un ciment microcristallin (Foucault et Raoult, 2001).

La perte de la Lesse au Gouffre de Belvaux

Le Gouffre de Belvaux (Photo 1) se présente comme un portique monumental ouvert dans les calcaires stratifiés inclinés de 50° vers le sud. Ce portique s'est formé par le détachement successif des bancs calcaires sapés par la base. Un pilier massif, provisoirement épargné par l'érosion, soutient la voûte qui forme un magnifique abri sous roche. Au Gouffre (avant de pénétrer dans le massif calcaire), le lit de la Lesse se trouve de 6 à 7 m en contrebas de la plaine alluviale à Belvaux (Van De Poel, 1968).

La Lesse s'y en ayant élargi une diaclase sur 17 m . Elle ressort une première fois à la Drève des étançons et ensuite dans la Salle d'Armes (au sein de la Grotte) 2 km plus loin (De Broyer et al., 2000).

La Salle d'Armes

D'une étendue d'environ 60 m de diamètre, la Salle d'Armes (Photo 2) est traversée par la Lesse sur son bord est. Le cours d'eau y réapparaît pour la première fois et s'y divise en deux sections. La première forme la dérivation et s'écoule vers le nord, la seconde s'écoule vers le sud en direction du Styx

Le Styx

Vers le Styx (Photo 3), la Lesse est par deux fois siphonnante. Ayant quitté la Salle d'Armes, la Lesse pénétre dans le Styx par le bord sud.

La Salle du Dôme

Dans la partie la plus basse de la Salle du Dôme (Photos 4 et 5), la Lesse, en provenance du Styx, est observée sur quelques dizaines de mètres avant de replonger dans un siphon et de déboucher au lac de la Salle d'Embarquement (Deflandre,1989).

La Salle d'Embarquement

Comme son nom l'indique, la Salle d'Embarquement (Photos 6 et 7) est l'endroit où les visiteurs montent dans la barque qui les conduit vers la sortie.

Cette salle est subdivisée en deux parties. La première est une zone de fort courant du côté Ouest, empruntée par les barques jusqu'à la sortie. Une étendue d'eau plus stagnante, formant une sorte de lac, constitue la seconde partie de la Salle d'Embarquement (à l'Est).

La première partie étant une zone profonde a fait l'objet d'un échantillonnage à partir d'un pédalo (utilisation de la benne) ; la seconde, moins profonde et plus facile d'accès a été échantillonnée à l'aide du surber et de la pompe Bou-Rouch..

Le Trou de Han

Le Trou de Han, situé sur le flanc nord du massif calcaire (à 1 km à vol d'oiseau du Gouffre de Belvaux) est la résurgence (réapparition en surface) de la Lesse,. Les échantillonnages ont été réalisés quelques mètres en aval du barrage (Photo 8 et 9).

Deux autres grottes ont également été échantillonnées : la Grande Fontaine et le Grotte du Père Noël.

2. Récolte des macroinvertébrés

La récolte de la faune aquatique souterraine est soumise à différentes contraintes liées au matériel lui-même, aux techniques d'échantillonnage ainsi qu'à la difficulté d'accès au milieu souterrain.

Différentes techniques d'échantillonnage ont été associées afin d'optimiser les informations nécessaires à la compréhension des paramètres pouvant influencer la richesse et la diversité des invertébrés souterrains.

2.1. Filet de dérive

Un filet de dérive de cadre de 25 cm sur 40 cm, d'une profondeur de 75 cm et d'un vide de maille de 400 µm a été confectionné afin de filtrer l'eau, sur une partie de l'écoulement, au niveau de la résurgence (Trou de Han). Etant donné le très faible courant à cet endroit, un temps de pose de sept jours a été nécessaire.

La concentration des invertébrés benthiques et la mise en évidence de leur dérive (suite au courant) vers l'aval, constituent les principaux avantages d'un tel mode de récolte. Il est évident que plus le courant est fort, plus la dérive sera importante. De plus, la mise en place d'un filet de dérive nécessite un minimum d'aménagement.

Par contre, cette pratique ne permet pas de connaître le lieu d'origine des organismes par rapport au point de prélèvement. Elle présente de plus un risque de colmatage et de lésion des animaux par frottement. La connaissance du volume d'eau filtrée est un prérequis nécessaire au traitement des données relatives à l'échantillonnage (Mathieu et al.,1991 ; Malard et al., 2002).

2.2. Pompe Bou-Rouch

La pompe est destinée à l'étude du sous-écoulement de cours d'eau souterrains et superficiels et permet le piégeage des organismes vivants in situ à un instant donné. La pompe Bou-Rouch (fig. 4) est une pompe aspirante manuelle à piston de type « pompe à balancier ». Une sonde crépinée (trou de 5 mm de diamètre) sur laquelle est fixée la pompe est enfoncée dans les sédiments à la profondeur désirée. Pour étudier la macrofaune (Crustacés, larves d'Insectes), le prélèvement de 50 litres d'eau, parfois 100 litres, est nécessaire. L'eau prélevée est ensuite vidée dans un filet à plancton. Les invertébrés sont récoltés et fixés dans l'optique d'un tri ultérieur en laboratoire. Nous avons testé la pompe Bou-Rouch au niveau de la salle d'embarquement.

Le principal avantage de cette méthode est qu'elle permet des comparaisons au niveau des peuplements des différents biotopes prospectés ainsi que l'étude de la faune en place.

L'apparition éventuelle d'un cône de rabattement (suite à l'aspiration) susceptible d'entraîner, dans le milieu interstitiel, des éléments de surface indésirables (eau, sédiments, organismes) constitue l'inconvénient majeur de ce type de sondage.

Afin d'éviter la prise en compte de ces organismes de surface, nous ne tiendrons pas compte des dix premiers litres pompés (Bou et Rouch, 1967 ; Bou, 1974 ; Malard et al., 2002).

2.3. Substrats artificiels

Dans l'optique d'un échantillonnage de la faune présente dans les eaux karstiques libres, des substrats artificiels ont été fabriqués (fig.5). Ceux-ci sont de tubes en PVC perforés à de multiples reprises (trous de 1 cm de diamètre), fixés sur un support et remplis de corde. L'ensemble lesté repose dans un filet qui sert de récepteur lors du retrait du substrat artificiel. La période de pose est de plus ou moins un mois afin de laisser le temps aux macroinvertébrés de coloniser le substrat artificiel. Au laboratoire, la corde et le contenu du tube sont ensuite rincés au dessus d'un filet afin de récolter les invertébrés.

Cette méthode présente de nombreux avantages : le milieu recréé est proche du milieu naturel, les organismes récoltés ne sont pas endommagés et l'on connaît leur lieu d'origine.

Néanmoins, la fiabilité de cette technique est fonction de la qualité du substrat, du volume de vide colonisable ainsi que de la durée d'exposition (Mathieu et al.,1991 ; Malard et al., 2002).

2.4. Benne de type Ekman-Lenz

Ce matériel s'avère adapté pour les échantillonnages à des profondeurs relativement importantes (4 m dans la Salle d'Embarquement).

La benne (fig.6) est descendue à la verticale de façon lente et régulière. Lorsque celle-ci atteint le fond, le messager (poids) est lâché permettant la fermeture des mâchoires et la prise des premiers centimètres de sédiment. La benne est ensuite lentement remontée et son contenu est récolté dans des récipients en plastique. L'échantillon est enfin fixé au formol pour être ultérieurement trié au laboratoire.

Cette technique permet un échantillonnage simultané du sédiment et des invertébrés en zone profonde et une estimation quantitative est possible (Mathieu et al., 1991).

2.5. Filet échantillonneur de type surber

Le Surber est constitué d'un cadre métallique de 625 cm2 de surface (25 cm de côté) sur lequel est fixé un filet de tissu (HAVENEAU) de vide de maille de 0,5 mm (fig.7). Les invertébrés trouvant refuge dans le benthos sont capturés en agitant les sédiments et en filtrant l'eau immédiatement en aval de cette zone à l'aide du filet. Cette technique a été utilisée au niveau de la salle du Dôme, de la salle d'Armes, de la salle d'Embarquement et du Styx.

Au niveau de la perte (Gouffre de Belvaux) et de la résurgence (Trou de Han), c'est-à-dire où la Lesse s'écoule en surface, les prélèvements ont été effectués de manière à pouvoir calculer l' Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) .

Les prélèvements ont été effectués sur un tronçon de rivière variant entre 20 et 30 m, pendant une durée effective de 5 min. Le filet est placé face au courant et le fond de la rivière est remué fortement avec le pied immédiatement en amont du filet qui recueille ce que le courant emporte. Le but de cette méthode étant d'obtenir une diversité faunistique la plus représentative possible du milieu prospecté, l'ensemble des biotopes caractéristiques du milieu est échantillonné. Pour ce faire, huit prélèvements doivent être réalisés dans des microhabitats distincts caractérisés par des couples substrat-vitesse différents, ces couples étant choisis au moyen de la grille présentée au tableau 1. Les types de substrats doivent être échantillonnés préférentiellement de haut en bas. Les pierres et galets éventuels sont sortis de l'eau afin de procéder à un examen visuel. Pour une même station, les spécimens provenant des huit prélèvements peuvent être regroupés.

Une relativement bonne maniabilité et une filtration directe constituent les avantages de cette technique (Micha et Noiset,1982 ; Everaerts-Poll, 2000).

2.6. Piège à double fond

Ce piège est constitué d'une bouteille en plastique (1,5 l) dont le goulot a été découpé puis fixé à l'envers, ce dernier permettant l'entrée des invertébrés est placé face au courant. Un tissu de vide de maille de 160 µm remplace le fond de la bouteille. Un appât (viande en putréfaction) est placé à l'intérieur du piège lesté (fig.8). Celui-ci est laissé immergé durant trois jours.

Ce piège est peu coûteux et de pose facile.

Cependant, cette technique est non quantitative (Dethier et Hubart, 2000 ; Malard et al, 2002). En outre, si le goulot ne se trouve pas face au courant, la fuite des organismes est possible. De tels pièges ont été testés dans la Salle d'Embarquement.

3. Tri, fixation et détermination des échantillons

Sur le terrain, les échantillons contenant eau, sédiments et macroinvertébrés sont soit fixés au formol à 5 % soit ramenés au laboratoire non fixés et triés vivants afin de repérer plus facilement les organismes.

Au laboratoire, l'échantillon est placé sur trois tamis successifs à mailles respectivement de 4 mm, 1 mm puis 0,4 mm. Le tout est rincé à l'eau. Ensuite, chaque fraction est récoltée et déversée dans un bac en plastique blanc (type bac photographique, 52 x 36 x 9 cm). Il est aisé d'étaler la récolte dans le bac, en ajoutant un fond d'eau, et de séparer les invertébrés des débris, graviers, et pierres récoltés en même temps. La récolte et le tri des spécimens sont ensuite opérés à la pince. Le temps de tri est considérable.

Finalement, les macroinvertébrés sont fixés au formol 5 %. La détermination s'effectue sous binoculaire (WILD M 3) muni d'un oculaire de grossissement 10 X et d'un objectif avec grossissement variable de 6 à 40 X. Dans le cas des Oligochètes, les individus ont été montés entre lame et lamelle dans une solution à part égale de glycérol et d'acide lactique afin d'être observés au microscope (DIAPLAN) d'oculaire de grossissement 10 X et d'objectifs dont le grossissement varie de 40 à 100 X. Les clefs de déterminations utilisées sont celles de : Tachet et al., 2000 ; Lafont, 1983 ; Henry et Magniez, 1983 ; Micha et Noiset, 1982. La plupart des spécimens ont été déterminés jusqu'à l'espèce lorsque cela était possible et ont été dénombrés.

En parallèle à l'échantillonnage de macroinvertébrés, plusieurs paramètres environnementaux ont été mesurés pour chaque site, afin de tester les relations entre la faune et son environnement dans une perspective écologique.

4. Etude de la qualité de l'eau

4.1. Prélèvement d'eau

Aux différents sites, des échantillons d'eau (1 l.) ont été prélevés. Ceux-ci ont ensuite été stockés à 4°C le temps du transport. Au laboratoire, 560 ml ont été filtrés sur des filtres en microfibres de verre GF/3 (1,2 µm de porosité) et 30 ml d'eau brute ont été conservés. Pour les analyses réalisées dans un laps de temps supérieur à 24 h., les échantillons ont été congelés. L'eau filtrée est destinée aux analyses des chlorures, des sulfates, de l'alcalinité, des nutriments dissous (nitrates, nitrites, ammonium, orthophosphates) et des cations . Pour ces derniers, 200 µl d'HCl concentré dilué 5 fois ont été ajoutés à 40 ml d'eau filtrée. L'eau brute sert au dosage du phosphore total (Descy et al., 1989).

4.2. Analyses physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques analysés peuvent se classer en deux catégories :

Les paramètres principalement liés au degré de minéralisation naturelle des eaux, en relation avec la nature du substrat géologique. Ce sont : le pH, la conductivité, l'alcalinité, les chlorures, les sulfates, le calcium, le magnésium, le sodium, et le potassium. Tous ces paramètres, en particulier la conductivité, les chlorures, les sulfates, le sodium et le potassium sont susceptibles d'augmenter en cas de pollution minérale.

Les paramètres variant surtout avec le degré de pollution organique des eaux : l'oxygène, les nitrates, les nitrites, l'ammoniac, les phosphates et la quantité de matières organiques.

4.2.1. Sonde multiparamètres

La sonde multiparamètres (MiniSonder) est utilisée afin de mesurer la température, le pH, la conductivité, les variations de hauteurs d'eau, le potentiel rédox, la turbidité et la concentration en oxygène dissous de l'eau (fig.9).

4.2.2. Mesure de l'intensité lumineuse

A l'intérieur de la grotte, l'intensité lumineuse (l'éclairement) a été mesurée à l'aide d'un quantamètre mesurant la PAR (« Photosynthetically Active Radiation »), c'est-à-dire la source d'énergie qui conditionne la production photosynthétique des végétaux chlorophylliens et dont les radiations sont comprises entre 400 et 700 nm. Cet appareil de mesure est un capteur à 180° (c'est-à-dire peu sensible à l'angle d'incidence de la lumière). Les unités sont les µE/m2s (1 µE = 1017 photons) (Descy et al., 1989).

4.2.3. Détermination de l'alcalinité totale

L'alcalinité des eaux naturelles est due au bicarbonates (HCO_3^-), aux carbonates (CO_3^{--}) et aux ions hydroxyles (OH^-), ainsi qu'à tout autre ion se comportant comme accepteur de protons. La mesure de l'alcalinité totale (ou TAC pour « titre alcalimétrique complet ») se réalise le jour même. Elle est mesurée par titrage par de l'HCl 0,02 N en présence d'un indicateur coloré, le rouge de méthyl, virant à pH 4,2. Les ions bicarbonates sont neutralisés à ce pH. En pratique, 5 à 10 gouttes d'indicateur coloré sont ajoutées à 50 ml d'eau filtrée placée dans un berlin de 100 à 250 ml. On titre en agitant jusqu'au virage du vert au rose, en passant par le gris. Le TAC correspond donc à la quantité d'acide ajoutée nécessaire pour atteindre pH 4,5. Le titre alcalimétrique complet est donné par :

TAC (meq/l) = vol HCl (ml) * titre HCl (N) * 1000 / vol éch. eau (ml)

(Descy et al., 1989).

4.2.4. Dosage des nutriments

Les nutriments doivent leur nom au fait qu'ils sont les constituants importants de la matières vivante : l'azote et le phosphore font partie de très nombreuses molécules organiques (protéines,…) et sont essentiels à la structure des cellules et à leur métabolisme.

Les analyses sont effectuées par des méthodes colorimétriques.

Les concentrations en nutriments sont calculées à partir de droites d'étalonnage donnant la densité optique en fonction de la concentration. Grâce à cette courbe, les densités optiques obtenues après lecture des absorbances relatives aux échantillons via un spectrophotomètre (Spectronic GENESYS 5) peuvent être converties en concentrations. Chaque concentration s'exprime en mg de P/l ou en mg de N/l (Descy et al., 1989).

4.2.4.1. L'azote

Dans l'eau, l'azote inorganique dissous se retrouve sous trois formes : les nitrites, les nitrates et l'ammonium.

- 4.2.4.1.1. Les nitrates (mg N-NO_3^-/l)

Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode à l'acide sulfosalicylique. Il se base sur le fait qu'en milieu anhydre, l'acide sulfosalicylique forme avec les nitrates un complexe libérant en milieu

basique l'ion nitrosalicylate, de couleur jaune, qui permet un dosage colorimétrique des ions NO_3^-. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 420 nm (Descy et al., 1989).

- 4.2.4.1.2. Les nitrites (µg N-NO_2^-/l)

Le dosage des nitrites est réalisé par la méthode à l'acide sulfanilique. La diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l'α-naphtyl-amine donne un complexe rouge susceptible d'un dosage colorimétrique. Ce complexe est dosé avec une longueur d'onde de 520 nm (Descy et al., 1989).

- 4.2.4.1.3. L'ammonium (mg N-NH_4^+/l)

Le dosage de l'ammonium est réalisé par mesure spectrophotométrique Le principe du dosage est le suivant : l'ammoniaque réagit avec les ions hypochlorites issus de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyannate et avec le salicylate de sodium (pH 12,6) en présence de nitroprussiate de sodium. Celui-ci agit comme catalyseur pour former un composé vert. Il en résulte une coloration bleue mais qui apparaît verte suite à l'interférence due à la couleur jaune du réactif. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 655 nm (Descy et al., 1989).

4.2.4.2. Le phosphore

Le phosphore (P) existe sous les formes principales suivantes : le P inorganique dissous, le P organique dissous (DOP) et le P organique particulaire (POP) (Descy et al., 1989).

- 4.2.4.2.1. Les orthophosphates (mg P-PO_4^{3-}/l)

En présence de molybdate d'ammonium et de tartrate d'antimoine de potassium, les orthophosphates réagissent pour donner un composé qui, réduit par l'acide ascorbique, forme un complexe bleu permettant un dosage colorimétrique. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 885 nm (Descy et al., 1989).

- 4.2.4.2.2. Le phosphore total (mg P/l)

Les concentrations en Ptot sont déterminées à partir d'un échantillon d'eau brute. Ce dosage est similaire à celui des orthophosphates mais nécessite préalablement une digestion à chaud par l'ajout d'un mélange de persulfate de potassium, d'hydroxyde de sodium et d'acide borique. Le phosphore organique et les polyphosphates sont oxydés et ensuite hydrolysés en orthophosphates puis dosés sous cette forme. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 885 nm (Descy et al., 1989).

4.2.5. Dosage des éléments majeurs

Les éléments majeurs sont : les bicarbonates (HCO_3^-), les carbonates (CO_3^{2-}), les sulfates (SO_4^{2-}), les chlorures (Cl^-) en ce qui concerne les anions (éléments chargés négativement). Les quatre cations (éléments de charge positive) majeurs sont Ca^{2+}, Na^+, Mg^{2+} et K^+ .

4.2.5.1. Les cations

Les cations (Ca^{2+}, Na^+, Mg^{2+} et K^+) ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A). En S.A.A., un élément sous sa forme atomique est introduit dans faisceau de radiations. L'atome porté à une température élevée est capable d'absorber des photons d'énergie (ou de longueur d'onde) donnée grâce aux transitions de ses électrons d'un niveau énergétique à l'autre. Chaque élément possédant des niveaux d'énergie caractéristiques entre lesquels peuvent s'effectuer des transitions électroniques, l'absorption électronique est très spécifique. Un atome ne peut absorber que des radiations de longueur d'onde (ou d'énergie) donnée. Cette absorption est traduite par une diminution de l'intensité

du faisceau, laquelle est mesurée et directement corrélée avec la concentration de l'élément sous forme atomique. La concentration de l'ion, exprimée en mg/l, est directement donnée par le spectrophotomètre d'absorption atomique.

4.2.5.2. Les anions

- 4.2.5.2.1. Les sulfates (mg SO_4^{2-}/l)

En milieu acide, les ions sulfates sont précipités avec le chlorure de baryum pour former le sulfate de baryum, présentant un état trouble uniforme. Cette turbidité est mesurée au colorimètre à 420 nm et les concentrations sont déterminées par relation DO-concentration (Descy et al., 1989).

- 4.2.5.2.2. Les chlorures (mg/l)

Le nitrate de mercure est titré en présence de diphényl-carbazone. Les ions Hg^{2+} d'une solution de $HgNO_3$ (solution titrante) réagissent avec les Cl-, entraînant ainsi la formation d'un complexe stable et soluble. En fin de réaction, le diphényl-carbazone forme un complexe avec les ions Hg^{2+}excédentaires. La concentration en ions Cl- de chaque échantillon est obtenue par le calcul suivant :

Cl^- mg/l = vol $HgNO_3$ (ml) – blanc (ml) * titre $HgNO_3$ * 35,5 * 100 / vol échantillon (ml) (Descy et al., 1989).

4.2.5.3. Construction d'un diagramme ionique (diagramme de Kufferath et de Piper)

Le diagramme de Kufferath schématise la composition chimique de l'eau. Il représente les proportions relatives des différents ions, avec la surface du diagramme proportionnelle à la salinité. La salinité est la concentration totale en éléments majeurs dissous dans l'eau (en mg/l ou méq./l).

Pour construire un diagramme ionique, il est tout d'abord nécessaire de tracer trois axes à 60° dont chaque extrémité correspond à un ion ou groupe d'ions (le sodium et le potassium sont réunis sur un seul axe à cause de leur similitude). Ensuite, la concentration de l'élément est reportée sur l'axe correspondant. La moyenne des six concentrations est calculée et reportée sur trois axes bissecteurs des trois premiers. Les douze points obtenus sont finalement joints. Nous obtenons une représentation de type dodécagonale.

Les cations sont généralement portés dans la moitié supérieure et les anions dans la moitié inférieure (Descy et al., 1989).

Le diagramme de Piper a été réalisé à l'aide du logiciel Aqua Chem. Ce diagramme permet la différentiation des eaux en fonction du % en méq./l (Fetter, 2001).

5. Détermination de la matière organique par incinération : méthode de la perte au feu (PAF)

Cette méthode est utilisée pour faire la détermination de la proportion de matière organique au sein d'un échantillon de sédiment par incinération. Les échantillons de sédiments sont conservés dans des contenants en plastique exempts de contamination. Aucun agent de conservation n'est requis et les échantillons peuvent être conservés à la température ambiante.

Afin de réduire la variabilité du test (en éliminant l'eau), les échantillons sont d'abord préséchés (150°C pendant 24 h). Ils sont ensuite placés à 375°C pendant 16 h dans un four à moufle. Une fois

sortis de l'étuve (ou du four), les échantillons sont placés dans un dessicateur pour éviter leur ré-humidification au contact de l'air ambiant.

Les températures plus élevées ne sont pas utilisées afin d'éviter le fractionnement des carbonates présents dans les sédiments (ce qui fausserait les calculs). Après calcination, la perte de poids permet une évaluation de la quantité de matière organique dans les sédiments.

La teneur totale en matière organique (M.O.) dans le sédiment est estimée par la formule :

Matière Organique (%) = {poids sol sec (g) – poids sol incinéré (g) / poids sol sec (g)} * 100

Soit % MO = [{(P1 – P0) – (P2 – P0)} / (P1 – P0)] * 100

P0 = poids du creuset vide

P1 = poids du creuset contenant le sol sec

P2 = poids du creuset contenant les cendres

(Centre d'expertise en analyse environnemental du Québec, 2003).

6. Etude de la granulométrie

L'étude granulométrique est l'étude de la répartition des éléments d'une roche selon leur taille. La granulométrie du substrat minéral est un facteur écologique de première importance pour la répartition des invertébrés benthiques.

Les sédiments sont séchés à l'étuve (150 °C durant 24 h). En second lieu, une quantité déterminée de sédiment sec est passée au travers d'une série de tamis superposés de vide de maille respectivement de : 1,4 mm, 1 mm, 0,71 mm, 0,5 mm, 0,355 mm, 0,25 mm, 0,18 mm, 0,125 mm, 0,09 mm et 0,063 mm.

Le tamisage s'effectue par rinçage à l'eau distillée. Le refus de chaque fraction est récolté puis séché de nouveau à l'étuve à 150°C durant 24 h. Chaque fraction séchée est repesée (avec une précision de 0,1 mg) . Pour terminer, les résultats granulométriques sont exprimés en pourcentage de poids par classe de taille. Ce sont des données compositionnelles, c'est-à-dire que la somme des composés doit être égale à 1.

Dans l'optique d'une étude de la proportion de matière organique dans les différentes classes de taille, une perte au feu est réalisée sur chaque refus de tamis.

7. Essai de traçage

Un essai de traçage consiste à déterminer le temps de séjour de l'eau dans la grotte. Ce dernier est évalué, suite à l'injection d'un traceur en un point donné, par le mesure à intervalles réguliers de la concentration de traceur à un point de reprise.

Le traceur utilisé est le Naphtionate (1-Naphtylamine-4-sulfonic acid sodium : Na C_{10} H_8 NO_3S.1/2 H_2O). Le Naphtionate est un traceur fluorescent ne présentant aucun danger pour l'environnement. 2 kg de Naphtionate ont été injectés au Gouffre de Belvaux le mardi 5 juillet 2005. Les échantillonneurs automatiques placés à la Salle d'Armes, à la Dérivation et dans la Salle d'Embarquement ont récolté l'eau avec un pas de temps d'échantillonnage de 30 min durant 4 jours.

La connaissance du débit étant primordiale pour pouvoir comparer les différentes courbes de restitution (et calculer le taux de restitution), des mesures de débit ont été réalisées en parallèle. Pour calculer le taux de restitution, la section du cours d'eau est divisée en 10 verticales et la vitesse du courant

est mesurée pour chaque verticale à des hauteurs différentes (5 mesures/verticale) à l'aide d'un micromoulinet.

Les résultats sont présentés sous forme d'une courbe de restitution. L'étude de cette dernière permet de définir :

- le temps de première arrivée, c'est-à-dire le temps correspondant à la première détection du traceur ;
- la vitesse maximale ;
- la concentration modale (concentration maximale mesurée), celle-ci définit le temps modal et la vitesse modale du traceur dans l'aquifère ;
- le taux de restitution du traceur, correspondant au rapport entre la masse de traceur injecté et la masse de traceur récupéré (Hallet, 2004).

8. Lieux et périodes d'échantillonnage

Ceux-ci sont présentés dans l'encadré 1.

9. Traitement des données

9.1 Analyse statistique

L'analyse des composantes principales (ACP) et l'analyse des correspondances (AC) sont respectivement utilisées sur les données environnementales et les données relatives aux invertébrés dans le but de résumer les variations principales au sein de ces données
L'analyse canonique des correspondances (ACC) est utilisée ensuite. C'est une technique multivariée qui tient compte des taxons et des données environnementales dans une seule analyse intégrée. Elle permet l'identification des variables environnementales ayant un rôle significatif dans les variations des données concernant les invertébrés.
Ces analyses sont réalisées suite à la vérification de la normalité des variables environnementales via le logiciel STATISTICA (des transformations sont parfois requises pour normaliser les données).
Etant donné que les valeurs d'abondance des espèces montrent souvent une distribution asymétrique, ces données sont transformées préalablement aux analyses multivariées nécessitant le logiciel CANOCO version 4.0.
Une méthode de regroupement a ensuite été réalisée. Le principe d'une telle méthode de classification est de rassembler les objets qui ont un degré de similarité suffisant pour être réunis dans le même ensemble. La méthode utilisée est la Classification ascendante hiérarchique (CAH). Elle se réalise facilement à l'aide du logiciel XL-STAT.

9.2. Méthode par traits biologique, physiologique et écologique

Les relevés faunistiques restituent, à différentes échelles spatiales et/ou temporelles, un ensemble d'informations claires, non seulement sur l'organisation et la diversité fonctionnelle de la communauté benthique, mais également sur les propriétés de l'environnement colonisé et sur leurs modifications éventuelles.

La base de données théorique fournit pour 473 taxons des informations sur les traits biologique, physiologique et écologique. Chacun de ces traits fondamentaux est subdivisé en un ou plusieurs traits secondaires et pour chacun de ces derniers, des modalités ont été définies en utilisant un système de codage flou, c'est-à-dire, pour un trait donné, une valeur 0 indique l'absence d'affinité d'un taxon avec la modalité, une valeur 1 une faible affinité, une valeur 2 une affinité moyenne, et une valeur 3 ou supérieure à 3 une forte affinité.

Les traits sont encodés dans un tableau de façon à avoir pour chaque taxon, les notes d'affinité pour les différentes modalités des traits.

Ensuite, les lignes correspondant aux taxons présents dans les prélèvements sont recopiés dans un autre tableau de façon à pouvoir être pondérées par les abondances. Une fois les lignes pondérées par les abondances, chaque colonne représentant une modalité d'un trait est sommée, puis transformée en une fréquence relative (Tachet et al., 2000).

Les traits retenus dans la cadre de cette étude sont les suivants :

9.2.1. Trait 8 : type de nourriture

La nourriture peut être constituée d'éléments organiques (en majorité d'origine végétale) contenant une proportion plus ou moins importante d'éléments minéraux fins et de micro-organismes (bactéries notamment). Ces éléments sont séparés selon leur taille.

La nourriture peut-être composée d'organismes vivants. Pour les végétaux, les microphytes (algues microscopiques telles que les Diatomées,…) sont distingués des macrophytes (certaines algues, les mousses, les Bryophytes et les Dicotylédones). Concernant les animaux, une subdivision est réalisée entre les organismes (macroinvertébrés) morts depuis peu et les vivants. Pour ces derniers, les microinvertébrés sont distingués des macroinvertébrés. Afin de prendre en compte certains ectoparasites, une modalité « vertébré » est définie, sachant que dans ce cas seul le sang est utilisé comme source de nourriture.

9.2.2. Trait 9 : mode d'alimentation

Huit modalités ont été retenues pour ce trait.

Absorbeurs : certains Oligochètes absorberaient des macromolécules à travers leur tégument .

Mangeurs de sédiments fins : c'est le cas de certains Oligochètes qui, comme les lombrics en milieu terrestre, absorbent des sédiments. Sont également rangés dans cette modalité les « deposit feeders » qui se nourrissent des fines particules organiques qui se sont déposées à la surface des sédiments meubles.

Broyeurs : chez les Arthropodes (Insectes et Crustacés) non spécialisés dont l'équipement buccal est proche du type primitif broyeur. Il existe des broyeurs herbivores (comme les Trichoptères Limnephilidae), des broyeurs détritivores (d'autres Limnephilidae). Souvent, les broyeurs détritivores sont polyphages, ingérant des microinvertébrés en même temps que des débris.

Racleurs et brouteurs de substrat : les racleurs sont les macroinvertébrés qui utilisent les débris organiques fins, les microphytes et les microinvertébrés formant des dépôt minces à la surface de l'eau (neuston), sur les substrats durs (périlithon) ou sur des macrophytes (périphyton). Lorsque l'accumulation des débris organiques fins, des microphytes et des microinvertébrés à la surface du substrat devient importante, on parle plutôt d'organismes brouteurs (comme les Gastéropodes Lymnaeidae).

Filtreurs : les filteuers récoltent les débris organiques fins, les microphytes et les microinvertébrés présents soit dans la colonne d'eau (plancton dans le cas des lacs et étangs ; seston dans les cours d'eau).
Perceurs : les perceurs liquéfient la nourriture par action enzymatique. Cette nourriture peut-être d'origine végétale (algues filamenteuses) ou animale.
Prédateurs : les prédateurs se nourrissent d'animaux (micro- ou macroinvertébrés).
Parasites : les parasites tels que Piscicola (Achète) sucent le sang de leur hôte.

9.2.3. Trait 13 : degré de trophie

En fonction de nombreux paramètres liés à la chimie de l'eau (et entre autre à la teneur en azote et phoshore), on peut distinguer des eaux eutrophes où ces deux composants sont abondants, des eaux oligotrophes où ces deux composants sont rares, et enfin des eaux mésotrophes où les teneurs de ces deux composants ont des valeurs intermédiaires.

9.2.4. Trait 14 : valeur saprobiale

Les espèces de macroinvertébrés peuvent être classées en fonction de leur polluorésistance à une pollution organique. On distingue, de façon simplifiée, des espèces :
Xénosaprobes : espèce pas du tout résistante (Trichoptères : Hydroptilidae).
Oligosaprobes : espèce faiblement polluorésistante (Amphipodes : Gammaridae).
β-mésosaprobes : espèce relativement polluorésistante.
α-mésosaprobes : espèce polluorésistante (Achètes : Erpobdellidae).
Polysaprobes : espèces très polluorésistante (Diptères : Psychodidae).

9.2.5. Trait 19 : distribution transversale (par rapport au chenal)

Le cours d'eau, au cours de son histoire, présente une structuration transversale et des espaces périfluviaux. Ces espaces périfluviaux sont caractérisés par un atterrissement de plus en plus important pouvant aller jusqu'au stade de marais ou tourbière. On passe ainsi d'habitats nettement lotiques (chenal) à des habitats nettement lentiques. Trois modalités qui ne sont pas explicitement liées à l'aspect transversal sont ajoutés à ce trait 19 : eaux temporaires, lacs et habitat souterrain.

9.2.6. Trait 20 : micro-habitats (préférendum)

A l'intérieur de différents habitats, qu'ils soient en milieu lotique ou lentique, on peut distinguer différents types de micro-habitats : minéraux, organiques et végétaux.
Micro-habitats minéraux : ils comprennent les micro-habitats minéraux allant des dalles jusqu'aux sables, limons et argiles.
Micro-habitats oganiques : ils comprennent tous les substrats où les débris organiques sont dominants, c'est-à-dire que l'on peut y inclure les arbres et branches tombés à l'eau, les feuilles accumulées sur le fond (litière) et les vases.
Micro-habitats végétaux : ils comprennent tous le grands végétaux (essentiellement des hydrophytes).

Les différents types de micro-habitats sont répartis en neuf modalités : dalles, blocs, pierres, galets ; graviers ; sable ; limon ; macrophytes, algues filamenteuses ; microphytes ; branches, racines ; litière ; vase (Tachet et al., 2000).

Dans un premier temps, le milieu sera caractérisé en étudiant les paramètres hydrogéologiques et physico-chimiques.

Ensuite, la composition faunistique sera récoltée et identifiée.

Puis, les facteurs environnementaux susceptibles d'influencer la répartition des invertébrés dans la Grotte de Han seront étudiés.

Pour terminer, les données récoltées seront traitées par analyse multivariée et par la méthode des traits biologiques, physiologiques et écologiques.

1. Hydrogéologie

1.1. Essai de traçage

Des données précises sur le temps de transfert de la Lesse à travers la grotte n'étant pas disponibles, un traçage a été réalisé dans le cadre de ce travail. Cette étude est intéressante non seulement d'un point de vue hydrogéologique mais également écologique puisque le temps de transfert pourrait influencer la répartition des macroinvertébrés aquatiques dans la grotte. Cet effet sera envisagé plus loin au § 8.2.3.1.5.

Deux kilogrammes de naphtionate (le traceur) ont ainsi été injectés au Gouffre de Belvaux (perte de la Lesse). La fig. 1 schématise cette expérience.

Le tableau 1 présente les résultats de l'essai de traçage. Les courbes de restitution sont reprises aux fig. 2 à 4.

> La « courbe de restitution » rend compte de l'évolution de la concentration du traceur en fonction du temps, en un point donné du système (Plagnes, 2000).

Traceur (Quantité injectée) (g)	Site d'injection (Débit) (m³/h)	Lieux échantillonnés (Débit) (m³/h)	Distance (m)	1° Arrivée (h)	Tps modal (h)	V max. (m/h)	V mod. (m/h)	T.R. (%)
Naphtionate (2000)	Gouffre de Belvaux (6372)	Salle d'Armes (3261,5)	2000	8,0	11,0	250,0	181,8	54,87
		Dérivation (1040.0)	2200	9,0	13,5	244,4	163,0	28,21
		Embarquement (2131,5)	2200	9,5	12 ,0	231,6	183,3	15,51

Tableau 1 - Résultats de l'essai de traçage en période de faible débit. Date : 5 juillet 2005.

Le **temps de première arrivée** du naphtionate est de 8 h à la Salle d'Armes, cette dernière étant distante de 2000 m du lieu d'injection du traceur. Les résultats montrent un **temps de transfert** de 11 h entre le Gouffre de Belvaux et la Salle d'Armes.

> Le « temps de transfert » est le temps correspondant au centre de gravité du nuage de traceur, soit le centre de gravité de la courbe de restitution. Les courbes obtenues étant resserrées, ce temps correspond au temps modal qui est le temps au pic de restitution.

Concernant la « Dérivation », le **temps de première arrivée** est de 8 h et le **temps de transfert** de 13,5 h.

Le temps de première de première arrivée à la Salle d'Embarquement est de 9,5 h et le temps de transfert de 12 h.

Le temps de séjour de la Lesse à l'intérieur de la grotte est donc assez court par comparaison avec l'estimation de Van Den Broeck et al. (1910) qui était de 24h.

2. Analyses physico-chimiques de l'eau

2.1. Eléments majeurs et diagramme ionique (diagramme de Kufferath)

La composition chimique de l'eau est fortement influencée par la composition des roches du bassin versant.
Les diagrammes de Kufferath et de Piper ont été construits afin de représenter la composition chimique de l'eau étudiée. Les fig.5 et 6 sont les diagrammes de Kufferath de l'eau au niveau de la perte (Gouffre de Belvaux) et de la résurgence (Trou de Han). Le diagramme de Piper est représenté en fig.7. Le type d'eau est déterminé par comparaison avec la classification hydrogéologique en fig.8.

Sur les diagrammes de Kufferath, une dominance des ions Ca^{++} et HCO_3^- est mise en évidence. Une légère augmentation de la concentration des différents ions s'observe à la résurgence. Les concentrations en Ca^{++} passent de 19,6 mg/l au Gouffre de Belvaux à 22 mg/l au Trou de Han et les concentrations en HCO_3^- de 10,8 à 12 mg/l.

L'analyse du diagramme de Piper permet de déterminer le faciès hydrochimique de l'eau. Ce diagramme (fig.7) montre que l'eau de la Lesse et celle de la Grande Fontaine (eau de la nappe aquifère) sont **calciques**. Concernant les anions, la Lesse est entre le « type chloré » et « pas de type dominant » tandis que l'eau de la Grande Fontaine ne présente pas de type dominant.

Ces observations sont à mettre en relation avec la nature géologique des terrains parcourus. En effet, la Lesse prenant sa source dans le massif ardennais (région acide), traverse d'abord des terrains formés de schistes ou de quartzites puis la Calestienne caractérisée par des roches **calcaires** (contenant principalement du carbonate de calcium) et les dépressions schisteuses de la Famenne.
Avant d'aborder le massif de Boine dans lequel est située la Grotte de Han, les eaux de la Lesse sont donc encore acides et aptes à dissoudre le carbonate de calcium libérant les ions Ca^{++} et HCO_3^- . La faible augmentation en Ca^{++} et HCO_3^- du Gouffre de Belvaux au Trou de Han peut s'expliquer par le court temps de transfert de la Lesse au travers de la grotte. Les eaux ne sont donc pas assez longtemps en contact avec la roche pour se charger fortement en bicarbonates de calcium.

Quant à l'eau de la Grande Fontaine, l'eau est plus chargée en Ca^{++} et HCO_3^- . Il s'agit de l'eau de la nappe aquifère. Cette eau est plus longtemps en contact avec la roche calcaire.

2.2. Analyse des nutriments dissous

Afin d'étudier la qualité de l'eau, les nutriments dissous ont été dosés et comparés aux seuils de qualité de l'eau fixés par la Directive Cadre de l'eau et le S.E.Q. Eau.

Les concentrations en nutriments dissous (fig.9) varient très peu entre les différents sites échantillonnés. L'absence d'hétérogénéité dans les résultats obtenus pour l'eau des différents sites sondés est explicable par le fait que ces derniers sont relativement proches l'un de l'autre et que l'eau récoltée est toujours celle de la Lesse souterraine. Ces résultats sont également à mettre en relation avec le court temps de séjour de la Lesse dans le réseau souterrain.

Aucune différence majeure entre la perte (Gouffre de Belvaux) et la résurgence (Trou de Han) n'a été décelée.

L'état chimique de l'eau souterraine est en conformité avec les seuils fixés par la Directive Cadre de l'eau (50 mg/l pour les nitrates).

> Selon cette Directive, une valeur seuil est « une limite de concentration d'un polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement entraîne la caractérisation d'une ou plusieurs masse(s) d'eau(x) souterraine(s) comme étant en mauvais état chimique ».

Ce sont les seuils de qualité concernant la fonction « potentialités biologiques » du S.E.Q.-Eau qui ont été pris en compte dans le cadre de ce travail. Cette fonction exprime l'aptitude de l'eau à la biologie. Cinq classes d'aptitude à la biologie ont été définies. Elles traduisent une simplification progressive de l'édifice biologique, incluant la disparition des taxons polluo-sensibles. Chaque classe d'aptitude est définie par les deux critères que sont la présence (ou non) de taxons polluo-sensibles et la diversité des peuplements (et nombre de niveaux trophiques) présents.

Les 5 classes d'aptitude à la biologie sont:

bleu : potentialité de l'eau à héberger un grand nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante ;

vert : potentialité de l'eau à provoquer la disparition de certains taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante ;

jaune : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante ;

orange : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une réduction de la diversité ;

rouge : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles ou à les supprimer, avec une diversité très faible.

Les normes suivant la fonction « potentialités biologiques » sont reprises au tableau 2 et les valeurs maximales et moyennes que nous avons obtenues sont présentées au tableau 3.

Matières azotées					
Classe de qualité	**Bleu**	**Vert**	**Jaune**	**Orange**	**Rouge**
NH_4^+ (mg/l-NH_4^+)	**0,1**	**0,5**	**2**	**5**	
NKJ (mg/l-N)	**1**	**2**	**4**	**10**	
NO2- (mg/l-NO_2^-)	**0,03**	**0,1**	**0,5**	**1**	

Nitrates						
Classe de qualité	**Bleu**	**Vert**	**Jaune**	**Orange**	**Rouge**	Noir
$NO3^-$ (mg/l-NO_3^-)	**2**	**10**	**25**	**50**	**75**	

Matières phosphorées					
Classe de qualité	**Bleu**	**Vert**	**Jaune**	**Orange**	**Rouge**
Phosphore total (mg/l)	**0,05**	**0,2**	**0,5**	**1**	
PO_4^{3-} (mg/l-PO_4^{3-})	**0,1**	**0,5**	**1**	**2**	

Tableau 2 - Normes de qualité suivant la fonction « potentialités biologiques » (SEQ-Eau).

	valeur maximale	**valeur moyenne**
mg N-NH_4^+/l	0,03	0,02
mg NH_4^+/l	0,04	0,03
mg N-NO_3^-/l	0,73	0,61
mg NO_3^-/l	3,24	2,68
mg N-NO_2^-/l	0,01	0,01
mg NO_2^-/l	0,02	0,02
mg P/l	0,05	0,03
mg P-PO_4^{3-}/l	0,02	0,01
mg PO_4^{3-}/l	0,06	0,04

Tableau 3 – Valeurs maximales et moyennes des nutriments dissous dosés.

Selon les valeurs seuils du SEQ-EAU, les classes de qualité pour les paramètres analysés vont de la classe verte à bleue (tableau 2). Seule la valeur la plus pessimiste est prise en compte dans le SEQ-Eau.

Par comparaison entre les concentrations en nutriments dissous dans les échantillons d'eau récoltés et les concentrations théoriques du SEQ-Eau, il semble que la classe d'aptitude soit globalement bonne à très bonne (tableau 4).

Classe	**Aptitude à la biologie**
Bleu	Aptitude très bonne
Vert	Aptitude bonne
Jaune	Aptitude passable
Orange	Aptitude mauvaise
Rouge	Inapte à l'usage

Tableau 4 – Classe d'aptitude à la biologie (SEQ-Eau).

3. Calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.)

3.1. Introduction

Les milieux aquatiques constituent l'habitat naturel de nombreuses communautés animales et végétales. Parmi celles-ci, les communautés de macroinvertébrés, composées d'organismes très divers (insectes, crustacés, mollusques, vers,...), comptent des milliers d'espèces. De plus, les macroinvertébrés occupent pratiquement tous les étages de la pyramide trophique (détritivores, herbivores, carnivores, ...).

La plupart de ces espèces de macroinvertébrés sont spécialisées pour un type bien défini de micro-habitat. Par exemple, certains invertébrés vivent sur les pierres, d'autres dans le gravier, sur les végétaux, etc. En conséquence, la diversité de la communauté reflète la diversité des substrats.

Les communautés d'invertébrés sont également très sensibles à la pollution. Ainsi, une rivière non polluée offre une grande diversité faunistique qui se caractérise par la présence d'espèces très sensibles à la pollution organique et très exigeantes en oxygène, tandis que dans une rivière polluée ne subsistent que les espèces les plus résistantes.

La biodiversité des macroinvertébrés dépend directement de la qualité de l'eau (en termes de pollution) ainsi que de la diversité et de la qualité des substrats. Une dégradation (ou une restauration) de la qualité biologique des cours d'eau se répercute donc rapidement sur la diversité des macroinvertébrés.

Contrairement aux analyses physico-chimiques, l'indice biotique offre l'avantage d'intégrer la qualité aquatique sur une plus longue période. Il ne se limite pas à caractériser l'eau au moment du prélèvement mais il peut aussi témoigner d'une pollution plus ancienne qui a affecté l'écosystème ou qui a pu s'accumuler et faire disparaître certaines espèces. La bonne classe d'aptitude à la biologie obtenue par l'analyse des nutriment dissous (§ 2.2) sera ainsi vérifiée .

3.2. Calcul de L'IBGN

L'I.B.G.N. (AFNOR, 1992) est un indice standardisé qui s'applique aux cours d'eau de surface. Il peut donc être utilisé au niveau du Gouffre de Belvaux (perte) et au Trou de Han (résurgence).

Sur un tableau à double entrée, cet indice biotique prend en compte en ordonnée, le taxon (unité systématique) le plus sensible de l'échantillon (classé dans un *groupe indicateur,* de 1=groupe le plus résistant à 9=groupe le plus sensible) qui reflète la pollution du milieu, et en abscisse, *la diversité* des taxons présents, qui reflète la diversité des substrats, donc l'intégrité de l'écosystème.

La *qualité biologique* globale du cours d'eau se détermine grâce à ce tableau. Exprimée par une cote sur 20 points, elle intègre la qualité taxonomique (groupe indicateur) et la diversité taxonomique. De ce fait, la qualité biologique constitue un paramètre indicateur de choix pour l'expression de la qualité écologique des cours d'eau.

Cinq classes de qualité sont définies de 1 à 20 (plus éventuellement une sixième classe : absence de taxons). Elles sont représentées par des codes de couleurs :

- pour la qualité biologique globale (cote sur 20) :

17-20	Bleu	Excellente
13-16	Vert	Bonne
9-12	Jaune	Moyenne
5-8	Orange	Mauvaise
1-4	Rouge	Très mauvaise
0	Noir	Excessivement mauvaise

Tableau 5 – Classe de qualité pour la biologie globale (AFNOR, 1992).

- pour le groupe indicateur (groupe du taxon le plus sensible) :

9	Bleu	Excellente qualité – pollution nulle ou très faible
7-8	Vert	Bonne qualité – pollution faible ou très faible
5-6	Jaune	Qualité : bonne (gr6) moyenne (gr5) – pollution sensible dès le groupe 5
3-4	Orange	Qualité : médiocre (gr4) à mauvaise (gr3) – pollution très nette
1-2	Rouge	Qualité : mauvaise (gr2) à très mauvaise (gr1) – pollution très forte.
0	Noir	Absence de taxons indicateurs – excessivement pollué

Tableau 6 – Classe de qualité pour le groupe indicateur (AFNOR, 1992).

En général, les classes de qualité du groupe indicateur et de la cote globale sont semblables ou proches. Cependant, la cote seule ne permet pas de se situer dans le tableau. Le groupe indicateur doit être associé à la cote/20 pour interpréter le résultat (AFNOR, 1992).

	Trou de Han 20/04	Gouffre de Belvaux 21/04	Trou de Han 07/06	Gouffre de Belvaux 07/06
Unités systématiques	29	26	27	21
Groupe indicateur	8	6	9	6
Famille indicatrice	Brachycentridae	Lepidostomatidae	Perlodidae	Ephemeridae
Note/20	16	13	16	12

Tableau 7 - I.B.G.N. calculé pour la perte (Gouffre de Belvaux) et la résurgence (Trou de Han).

Pour la qualité biologique globale, le Gouffre de Belvaux a une note plus faible (12 à 13) que le Trou de Han (16). La cote du Gouffre de Bevaux indique une eau de qualité moyenne à bonne. Le groupe indicateur (6) confirme une bonne qualité.

La note globale (16/20) obtenue au Trou de Han indique une eau de bonne qualité. Le groupe indicateur montre une qualité bonne à excellente (8 et 9).

La qualité de l'eau aux deux sites est donc bonne. Ceci confirme la conclusion élaborée au paragraphe concernant les nutriments dissous (§ 2.2.). Pour rappel, une bonne « aptitude à la biologie » avait été avancée.

Bien que les classes de qualité soient très semblables aux deux sites, nous observons des valeurs plus faibles (groupe indicateur et cote globale) au Gouffre de Belvaux. Ceci n'est pas forcément dû à une eau de moins bonne qualité mais est certainement le résultat d'un nombre moins important de micro-habitats au Gouffre de Belvaux.

4. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés à long terme par la sonde multiparamètres placée dans la Salle d'Embarquement.

Le **potentiel d'oxydoréduction** est > 0, c'est-à-dire que le milieu est oxydant. Ce potentiel d'oxydoréduction varie de 140 à 500 mV au cours du temps.

Le suivi de la **température** montre que celle-ci fluctue en fonction de la saison. Elle varie de 5°C (au mois de janvier) à 18 °C (en juillet). Cette variation non négligeable est liée au court temps de transfert de la Lesse à travers la Grotte.

L'**oxygène dissous** diminue aux mois de juin à août. Pour rappel, la solubilité de l'oxygène diminue lorsque la température augmente.

La **turbidité** élevée est une conséquence des matières en suspension telles que le limon, l'argile, la matière organique ou les organismes microscopiques.

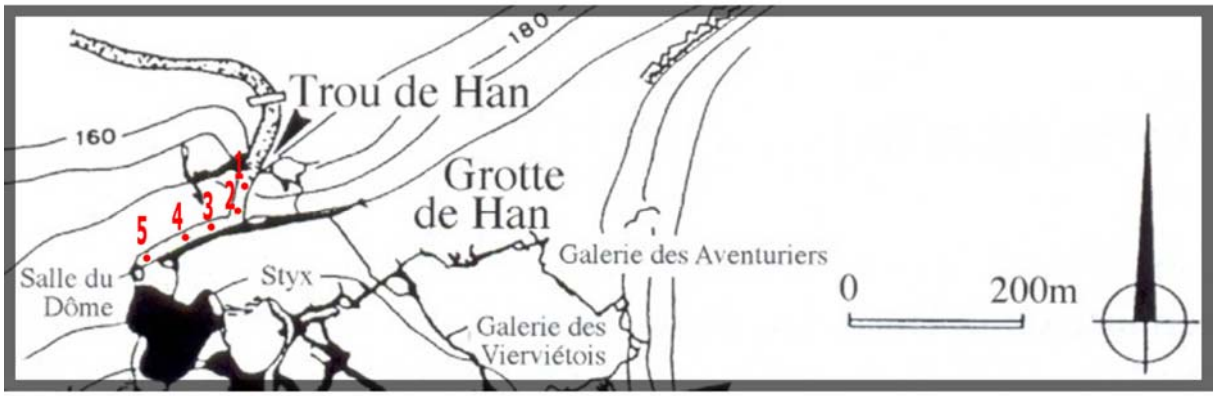
Le **pH** est neutre à basique (7 à 8). Il est constant au cours du temps grâce à l'effet tampon du bicarbonate de calcium issu de la dissolution de la roche calcaire.

La **conductivité** traduit l'existence des éléments chargés (ions) dans l'eau. Elle augmente proportionnellement avec la concentration en sels électrolysables dissous. La conductivité de l'eau est faible à moyenne, c'est-à-dire comprise entre 200 µS/cm et 333 µS/cm (Rodier et al., 1996). Les valeurs plus faibles aux mois de janvier et février peuvent s'expliquer par la dilution des éléments chargés dans l'eau en conséquence à l'augmentation des précipitations. Ceci est confirmé par les graphes de hauteur d'eau en fonction du temps : les hauteurs d'eau plus importantes correspondent au mois de février.

L'intensité lumineuse à également été mesurée. Elle est très faible dans toute la grotte : 2 µE/m²s. La luminosité n'est augmentée que ponctuellement par les éclairages placés le long du parcours touristique. Evidemment, elle augmente légèrement sur une dizaine de mètres vers la sortie de la grotte avant d'atteindre son maximum au Trou de Han, où la Lesse revoit le jour.

5. Transect dans la Salle d'embarquement

Un transect au niveau de la Salle d'Embarquement a été réalisé préalablement à l'étude des autres salles de la grotte afin de mettre en évidence une hétérogénéité potentielle au sein des assemblages faunistiques et des variables physico-chimiques à cet endroit. Pour ce faire, cinq points ont été choisis à intervalles réguliers (une trentaine de mètres) sur toute la longueur de la Salle d'Embarquement. Celle-ci forme un lac d'une profondeur moyenne de 3 m. Ces points sont représentés à la fig.10.
Le point 1 correspond à la résurgence, c'est-à-dire le Trou de Han ; les autres points (2-5) sont situés à l'intérieur de la Salle d'Embarquement.



Extrait de la carte de Y. Quinif, 1987

Fig.10 – Transect : points échantillonnés. (1) Trou de Han – (2-5) Intérieur de la Salle d'Embarquement

5.1. Paramètres physico-chimiques

Parallèlement à la récolte simultanée du sédiment et des macroinvertébrés, les variables physico-chimiques ont été mesurées à l'aide de la sonde multiparamètres. Les variables étudiées sont le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la température, la profondeur, l'oxygène dissous, la conductivité et la turbidité. L'évolution au cours du temps de ces paramètres est représentée en fig.11.

Suite à un problème technique lié à la sonde, les valeurs de turbidité n'ont pas été retenues.

Les valeurs moyennes obtenues pour les divers paramètres sont les suivantes :

- pH : 7,4 ;
- température : 8,9 °C ;

- conductivité : 140 µS/cm ;
- potentiel d'oxydoréduction : 200 mV ;
- oxygène dissous : 74 % ;
- profondeur : 3 m.

Tous les paramètres mesurés, à l'exception de la profondeur, sont constants le long du transect.

5.2. Macroinvertébrés

La répartition des invertébrés dans la Salle d'Embarquement est exposée en fig.12.
De l'intérieur de la grotte vers la sortie (5 → 1), nous observons une diminution des *Chironomini*.

Certains taxa ne sont présents qu'au niveau du Trou de Han. C'est le cas de *Valvata spp.*, *Helobdella stagnalis* et *Atherix spp.* Par contre, les Crustacés (*Asellus aquaticus* et *Gammarus spp*.) y sont prépondérants.

Sans variation de leurs abondances relatives, les taxa tels que les Tubificidae (avec et sans soies capillaires) et les Naïdidae sont rencontrés aux cinq points échantillonnés.

5.3. Conclusion

Contrairement aux paramètres environnementaux mesurés ne présentant pas de variation entre les cinq points échantillonnés, il existe quelques différences dans la composition des assemblages faunistiques récoltés. Il s'avère donc nécessaire de rechercher d'autres facteurs susceptibles d'influencer la répartition des invertébrés.

6. Analyse granulométrique des sédiments

La granulométrie du substrat peut expliquer des différences dans la structure des peuplements au niveau des sites étudiés. Il est considéré qu'il existe deux types de sédiments : ceux dont le diamètre détermine des interstices permettant la circulation des individus, et ceux, plus fins qui les colmatent. La diversité faunistique maximale correspond à de fortes proportions de grains de 2 à 12 mm de diamètre et moins de 5 % des grains de diamètre inférieur à 0,2 mm. Un excès de sablons, argiles et limons rend inhabitables les espaces lacunaires aux espèces interstitielles, qui déambulent dans les interstices. Ces espèces sont remplacées par des espèces fouisseuses qui se déplacent en écartant les grains. Les espaces lacunaires sont inhabitables pour les espèces interstitielles (déambulant dans les interstices) en cas d'excès de sablons, argiles et limons. Dans ces conditions, les espèces fouisseuses (se déplaçant en écartant les grains) prédominent (Angelier, 2000).

L'analyse granulométrique a pour but l'évaluation des diamètres des grains, constituants du milieu poreux (roche meuble). Cette analyse se réalise via un tri, par des tamis standards,

des grains en fourchettes de diamètres conventionnels. Ce sont les phases granulométriques (Castany,1998).

Une classification granulométrique des roches meubles est donnée ci-dessous :

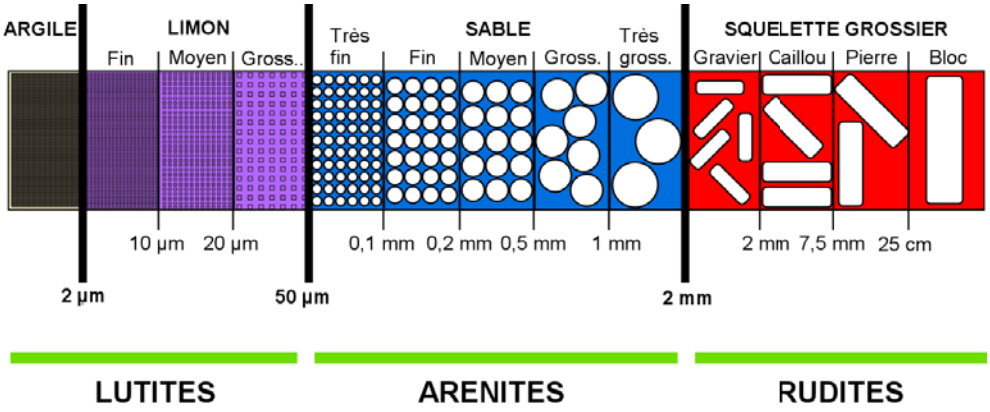


Fig. 13 - Fraction granulométrique. D'après Delecour, 1986

Les mailles des tamis utilisés s'échelonnent de 63 à 1400 µm. La méthodologie s'applique donc aux grains appartenant à la classe des sables (fig. 13).

Les résultats obtenus suite au tamisage des sédiments récoltés sont présentés sous forme de courbes granulométriques cumulatives. En abscisses, sont représentés les diamètres croissants des grains (en µm), déterminés par les dimensions des mailles des tamis. En ordonnées, les poids cumulés sont exprimés en pourcentage du poids sec total de l'échantillon analysé.

Les résultats graphiques de cette étude sont proposés en fig.14. Chaque point sur le graphe correspond à la somme (en % en poids de matière) du refus et de la fraction de diamètre inférieur au tamis considéré.

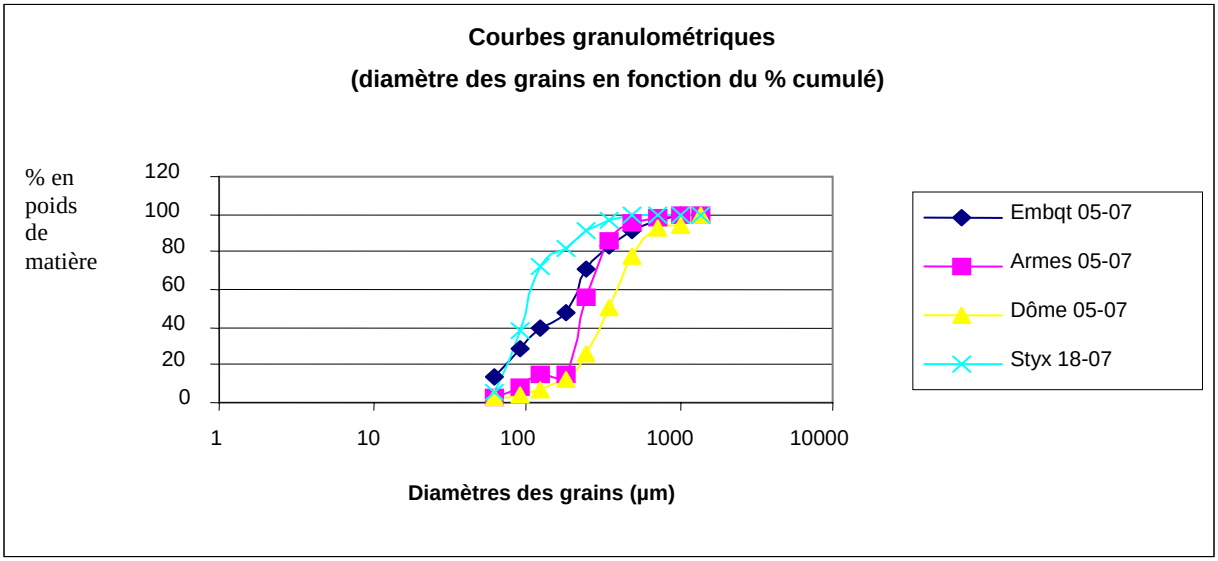


Fig. 14 - Courbes granulométriques (échelle logarithmique).

Ce graphe permet une évaluation des paramètres granulométriques.

6.1. Calcul des paramètres granulométriques

Le diamètre caractéristique « d*x* », exprimé en µm, est mesuré par la valeur lue en abscisses, correspondant à un pourcentage en poids cumulés, choisi arbitrairement en ordonnées.

La médiane ou **d*50*** représente la taille des particules pour une masse cumulée de 50 % de sédiment.

Le diamètre efficace, **d*10*** est obtenu par la valeur 10 % en poids de matière. Il représente conventionnellement le diamètre moyen, représentatif des grains d'un échantillon de roche meuble, de granulométrie variée. Cette valeur a été conventionnellement fixée en considérant que les grains fins, entraînés par l'eau en mouvement, obstruent les pores de la roche meuble réduisant ainsi leurs dimensions.

Le d*60* est obtenu de la même manière par la valeur 60 % en poids de matière.

A partir de deux diamètres caractéristiques (d*60* et d*10)*, le coefficient d'uniformité (U) peut être calculé. Sans dimension, ce coefficient, obtenu par le rapport d*60*/d*10*, attribue une valeur numérique à la pente de la courbe. Cette dernière permet la détermination du type de granulométrie. Celle-ci est soit uniforme (homogène), caractérisée par un $U < 2$, soit variée (hétérogène) avec un $U > 2$.

Une pente proche de la verticale signifie que tous les grains ont un diamètre semblable ; l'échantillon est bien « classé ». Le terme de granulométrie uniforme est alors employé. A l'opposé, un échantillon de granulométrie variée présente une courbe étalée, c'est-à-dire que les grains présentent une large gamme de diamètres (Castany,1998).

Les valeurs calculées de U sont reprises dans le tableau 8.

	d*10*	**d*50***	**d*60***	**U**	**Classe granulométrique**
Salle du Dôme	160	360	420	2,6	Sable moyen
Salle d'Armes	100	240	260	2,6	Sable moyen
Salle d'Embarquement	60	180	220	3,7	Sable fin
Styx	70	100	110	1,6	Sable très fin

Tableau 8 – Diamètres caractéristiques et coefficient d'uniformité.

Les trois premiers échantillons (Salle du Dôme, Salle d'Armes et Salle d'Embarquement) présentent des valeurs de $U > 2$. Des sables à granulométrie variée composent donc les sédiments de ces trois salles. Seule la valeur de U au Styx est inférieure à

2. Le sédiment à cet endroit est donc caractérisé par une granulométrie homogène. Une grande proportion de grains à cet endroit sont de diamètres semblables. La pente de la courbe granulométrique pour l'échantillon du Styx est de fait plus droite que les autres.

Les proportions des grains dans les différentes phases granulométriques sont représentées en fig.15.

Dans la **Salle du Dôme**, le sédiment est principalement constitué de sables grossiers à moyens.

Concernant les sédiments de la **Salle d'Armes**, c'est le sable moyen qui constitue plus de la moitié de l'échantillon.

Au niveau de la **Salle d'embarquement**, les différentes phases granulométriques sont réparties de façon plus homogène avec une proportion importante en lutites suivie par les sables très fins à moyen.

Le **Styx** présente une granulométrie dominée par les lutites et les sables fins à très fins. L'absence de « sable très grossier » est à noter.

Au niveau du **Gouffre de Belvaux** et du **Trou de Han**, la granulométrie dominante est grossière. Les sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) de diamètre compris entre 25 et 250 mm composent la majorité du substrat minéral. Les granulats grossiers de diamètre compris entre 2,5 et 25 mm composent un substrat minéral accessoire.

Un lien entre la répartition de la faune sera établi au § 8.2.3.1.6.

7. Analyse de la matière organique par perte au feu

Les matières organiques constituant des ressources trophiques, leur distribution peut fortement influencer la répartition des organismes.

Les matières organiques (M.O.) présentes dans la grotte sont principalement allochtones, c'est-à-dire provenant de l'extérieur, par érosion des sols des bassins versants. Ces matières organiques comprennent des débris végétaux ainsi que les produits de dégradation de la biomasse végétale et animale.

Les apports autochtones (d'origine biologique directe) au sein de la grotte doivent être limités aux activités métaboliques des micro-organismes étant donné l'absence de photosynthèse conséquente à l'absence de lumière. (la présence de mousses sur les parois rocheuses au niveau de certains éclairages a cependant été observée le long du parcours touristique).

La perte au feu permet l'estimation de la teneur totale en matière organique (M.O.) dans les sédiments. Elle a tout d'abord été réalisée sur un échantillon de sédiment brut.

Ensuite, une perte au feu a été effectuée sur chaque refus de tamis afin d'étudier la répartition de matière organique dans chaque phase granulométrique.

Le schéma en fig.16 présente une estimation du pourcentage de matière organique dans les sédiments prélevés aux différentes salles (Salle d'Armes, Styx, Salle du Dôme et Salle d'Embarquement).

La proportion de matière organique dans les sédiments de la Salle d'Armes, de la Salle du Dôme et de la Salle d'Embarquement est assez importante (de l'ordre de 50 % du poids sec total de sédiment). En effet, le temps de transfert court (§ 1), et les larges galeries à gros débris qui ne permettent pas une forte filtration physique ainsi que la faible température ne favorisent pas la biodégradation de la matière organique par les détritiphages et les décomposeurs.

Par contre, la quantité de matière organique est moindre au niveau du Styx.

Le point d'eau échantillonné dans la Salle du Dôme contient une proportion impressionnante de débris organiques végétaux non fragmentés (branchages, feuilles, etc.). La Salle d'Armes et le Styx quant à eux ne contiennent pas de traces d'organisation végétale. Au niveau de la Salle d'Embarquement, les débris sont plutôt à un stade intermédiaire entre les situations précédentes. Ce sont des débris végétaux en voie de transformation (plus ou moins fragmentés, déchiquetés) en quantité moins importantes qu'aux salles citées précédemment.

Les schémas en fig.17 présentent la répartition de la matière organique parmi les différentes phases granulométriques.

A l'exception du Styx, la majeure proportion de matière organique est associée au «sable très grossier ». Au styx, la M.O. se répartit uniformément au sein des classes de sables très fin à grossier.

Au paragraphe 8.2.3.1.1, un rapprochement entre faune et matières organiques sera tenté.

8. Analyse faunistique

8.1. Macroinvertébrés récoltés

Les résultats des prélèvements par surber, benne, filet de dérive et substrats artificiels sont rassemblés dans le tableau ci-joint (format A3). Ce tableau reprend le nombre total d'individus des divers niveaux taxonomiques observés, ainsi que leurs abondances relatives (%).

Les principaux taxons rencontrés de l'amont vers l'aval de la grotte sont les suivants :

- au Gouffre de Belvaux, l'abondance relative des Ephéméroptères (*Baetis*) est élevée (15 à 41 %), de même que celle des Diptères (*Chironomini*) (3 à 23 %). Les Crustacés (*Gammarus spp.*) sont également nombreux (21 à 23 %).

- Dans la Salle d'Armes, les macroinvertébrés dominants sont les Oligochètes (Tubificidae) (26 à 32 %). Les larves de Diptères (Chironomidae) (26 à 71 %) et les Lamellibranches (*Pisidium*) (2 à 10 %) sont fréquents.

- La faune invertébrée aquatique du Styx est dominée par les Lamellibranches (*Pisidium*) (20 à 39 %) et les Gastéropodes (*Potamopyrgus*) (20 à 39 %). Quelques *Niphargus* (1 %) ont été récoltés. L'abondance des Diptères est non négligeable (5 à 45 % de *Chironomini*).

- Au niveau de la Salle du Dôme, les Oligochètes prédominent (12 à 40 %). Les Crustacés sont bien représentés avec des abondances relatives comprises entre 12 et 14 % pour les *Asellus aquaticus* et 8 à 24 % pour les *Gammarus spp*. L'abondance des Diptères (*Chironomini*) est de l'ordre de 10 %.

- Les organismes peuplant la Salle d'Embarquement sont principalement des Oligochètes (Lumbriculidae et Tubificidae) (1 à 50 %) et des larves de Diptères (Chironomidae) (19 à 74 %).
  Le substrat artificiel placé dans la Salle d'Embarquement au niveau de la Dérivation a permis la récolte de nombreux Crustacés (*Asellus aquaticus*, *Gammarus spp*. et un *Niphargus*).

- Au Trou de Han, les macroinvertébrés les plus abondants sont les Ephéméroptères (*Ephemerella spp*, 30 %, et *Baetis spp*. 5 à 30%). Les Crustacés et Gastéropodes (*Ancylus fluviatilis*) sont assez nombreux (13 à 17 %). D'autres invertébrés sont présents en moins grand nombre, c'est le cas notamment des Lamellibranches (Lymneaidae : 3 %), des Oligochètes (Tubificidae, Naïdidae : 5 à 8 %) et des Diptères. La présence de plusiers Trichoptères est observée (Limnephilinae, Hydropsyche, Lepidostomatidae, …). Un faible nombre *de Niphargus* a été prélevé. Ceux-ci ont probablement été entraînés par le courant. Le filet de dérive (07/06/2005) n'a permis la récolte que de Crustacés (*Asellus aquaticus* : 16 % et *Gammarus spp*. : 84 %)

En conclusion, la faune récoltée au sein de la grotte est semblable à celle de surface. La diversité spécifique y est cependant plus faible. Dans la grotte, notons l'absence de Trichoptères et d'Hétéroptères, de rares Coléoptères et Ephéméroptères. Les Crustacés, Achètes, Oligochètes ainsi que les Mollusques ont été récoltés dans chaque site.

Une faible proportion d'invertébrés caractéristiques du milieu souterrain est observée.

8.2. Analyse statistique

L'analyse de la structure de ce genre de tableau impose une approche multivariée car les données sont multidimensionnelles. En effet, chaque station est décrite par la présence et l'absence de plusieurs espèces qui apportent chacune une information sur les relations de ce relevé avec les autres. Chaque espèce ou station ajoutée à ce tableau représente une nouvelle source potentielle de variation (Dufrêne, 2003).

8.2.1 Analyse canonique des correspondances (ACC)

L'ACC est utilisée pour identifier les variables qui influencent significativement la répartition des invertébrés et pour quantifier la variance expliquée par chaque variable environnementales significative.

Le test de Monte Carlo n'a pas mis en évidence la présence de relation significative entre les espèces et les variables environnementales (les valeurs p étant supérieures au seuil fixé : > 0,05). Aucun gradient explicatif parmi les facteurs environnementaux mesurés n'est donc observé. La fig.18 montre les graphiques obtenus par l'ACC dans les plans ½ pour les taxons et les sites étudiés.

8.2.2 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

L'objectif de la CAH est de classer suivant une certaine logique des objets caractérisés par un certain nombre de descripteurs. Les objets sont agrégés selon leur ressemblance qui est mesurée à l'aide d'un indice de similarité.

Cette méthode a été utilisée pour classifier les sites sur base des abondances de taxons.

Les résultats présentés sous forme d'un dendrogramme (fig.19) distinguent nettement les eaux de surface des eaux souterraines. Cependant, cette analyse ne permet pas de connaître les causes de cette séparation entre eaux de surface et eaux souterraines.

Les analyses statistiques n'ayant pas mis en évidence une influence significative des variables environnementales sur la répartition des macroinvertébrés, la méthode par traits biologique, physiologique et écologique a été envisagée afin de retirer un maximum d'informations sur les paramètres environnementaux conditionnant la répartition des invertébrés dans la grotte.

8.2.3. Méthode par traits biologique, physiologique et écologique

L'identification de l'animal constitue un préalable fondamental, mais la connaissance de son nom n'a d'intérêt que si une signification écologique lui est attribuée.

Le peuplement de macroinvertébrés perçoit et réagit à la variabilité des conditions environnementales. Les organismes présentant les caractéristiques biologiques et les stratégies écologiques les plus appropriées à chaque type d'habitat ont donc été sélectionnés. Il paraît donc raisonnable d'affirmer que les organismes qui présentent les combinaisons de caractéristiques biologiques et/ou écologiques les plus adaptées aux caractéristiques d'un habitat donné sont les plus particulièrement rencontrés dans celui-ci. Des relevés faunistiques sont donc susceptibles de restituer un ensemble d'informations claires non seulement sur l'organisation et la diversité fonctionnelle des communautés benthiques, mais également sur les propriétés de l'environnement colonisé et sur leurs modifications éventuelles, compte tenu des combinaisons de traits biologiques et écologiques observés chez les organismes autochtones (Tachet, et al., 2000).

Les résultats sont présentés sous forme de distributions des fréquences relatives des sommes des notes d'affinités calculées pour les différentes modalités d'un trait.

Les informations biologiques, physiologiques et écologiques connues sur les macroinvertébrés sont ainsi illustrées de manière synthétique.

8.2.3 1. Distributions de fréquences des notes d'affinités pour les modalités des traits étudiés

- 8.2.3.1.1. Type de nourriture

L'étude de ce trait permet la réalisation d'un lien entre la matière organique présente aux différents sites et le type préférentiel de nourriture. Cette dernière peut être constituée d'éléments organiques contenant une proportion plus ou moins importante d'éléments minéraux fins et de micro-organismes.

De manière générale, l'absence de vertébrés comme proies est observée.

Le Gouffre de Belvaux et le Trou de Han présentent des distributions de fréquences d'affinités semblables. Les types de nourritures majoritaires sont les microphytes vivants (respectivement 32 % et 27 %), les débris < 1 mm (17 % et 22 %) et les débris végétaux > 1mm (20 % et 17 %).

Par contre, ce sont les types de nourriture préférentiels à l'intérieur de la grotte sont les débris < 1 mm. Les débris végétaux > 1 mm y sont plus faibles excepté dans la Salle du Dôme. Cette tendance est liée à l'abondance de débris organiques végétaux peu modifiés à cet endroit. De nombreux Gammares et Aselles dépendant principalement de ce type de matière organique y ont d'ailleurs été répertoriés.

Une première différence entre l'intérieur (Salle d'Armes, Styx, Salle du Dôme et Salle d'Embarquement) et l'extérieur (Gouffre de Belvaux et trou de Han) de la grotte est donc mise en évidence (fig.20.1 à 20.6).

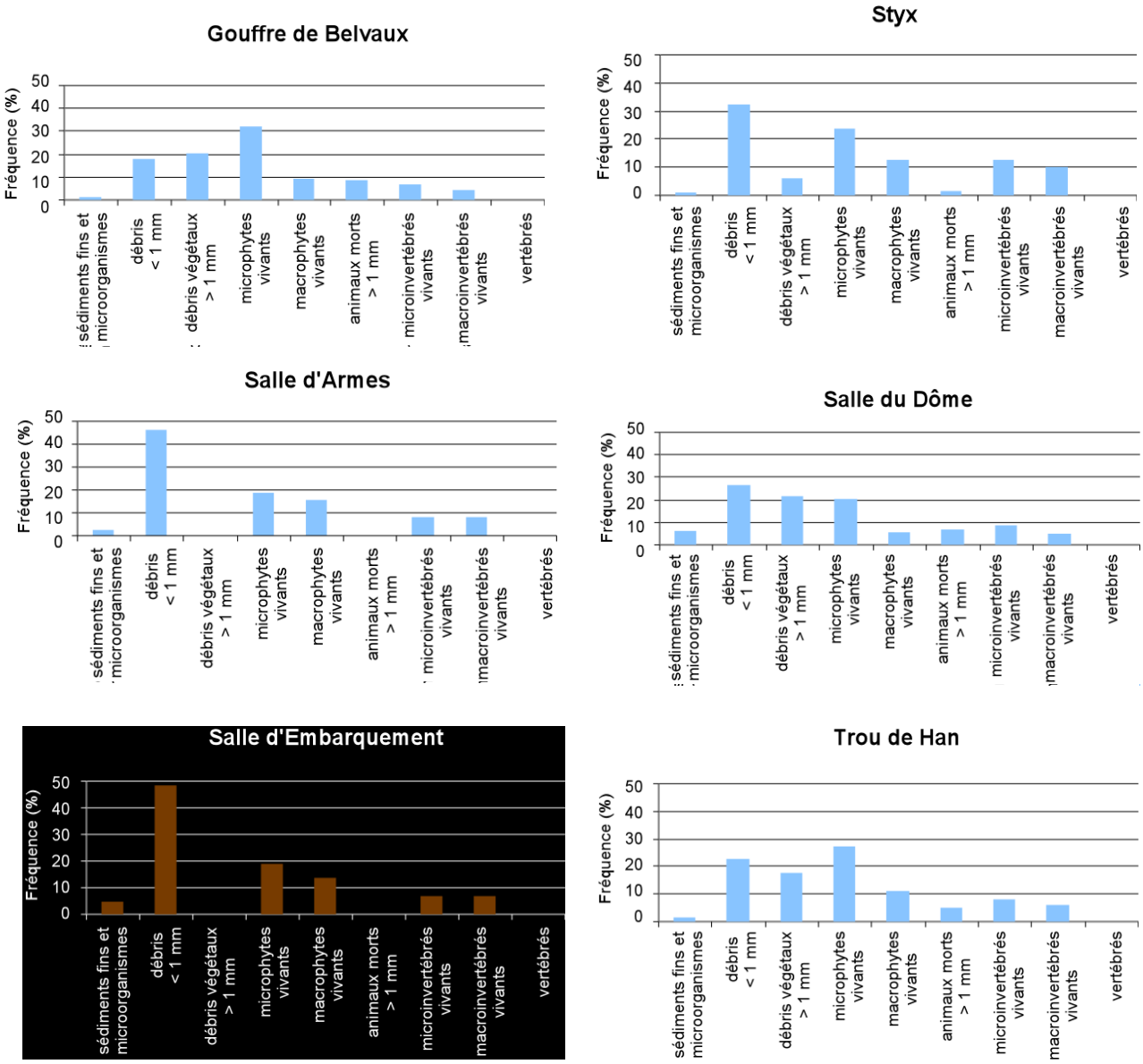


Fig. 20.1 à 20.6 – Distributions de fréquences pour le trait type de nourriture.

- 8.2.3.1.2. Mode d'alimentation

Ce trait permet de compléter le précédent. Le trait« mode d'alimentation » est subdivisé en huit modalités (Absorption à travers les téguments, mangeur de sédiments fins, broyeur, racleur/brouteur, filtreur, perceur, prédateur et parasite).

Le Gouffre de Belvaux et le Trou de Han montrent des distribution de fréquences similaires. Les « broyeurs », « racleurs », « brouteurs », des « mangeurs de sédiments fins » et des « filtreurs » sont les plus abondants (les fréquences s'échelonnent de 20 à 30 %).

Dans la Grotte, les mangeurs de sédiments fins dominent. Les absorbeurs sont peu présents en dehors de la Grotte mais on les retrouve au niveau de la Salle d'Armes, de la Salle du Dôme et de la Salle d'Embarquement. La supériorité numérique des Oligochètes dans la Grotte s'explique donc par ces deux modalités (« absorbeurs » et « mangeurs de sédiments fins ») qui leur sont caractéristiques.

Au niveau de chaque site échantillonné, il n'y a pas ou très peu de perceurs et les prédateurs et parasites sont peu représentés (<10 %).

Une différence entre l'extérieur et l'intérieur de la grotte est pour la seconde fois mise en évidence. De plus, nous pouvons faire le lien entre la dominance des débris < 1mm (au trait « nourriture ») et celle des mangeurs de sédiments fins à l'intérieur de la Grotte. Le trait « mode d'alimentation » confirme donc les informations fournies par le trait « nourriture » (fig. 21.1 à 21.6).

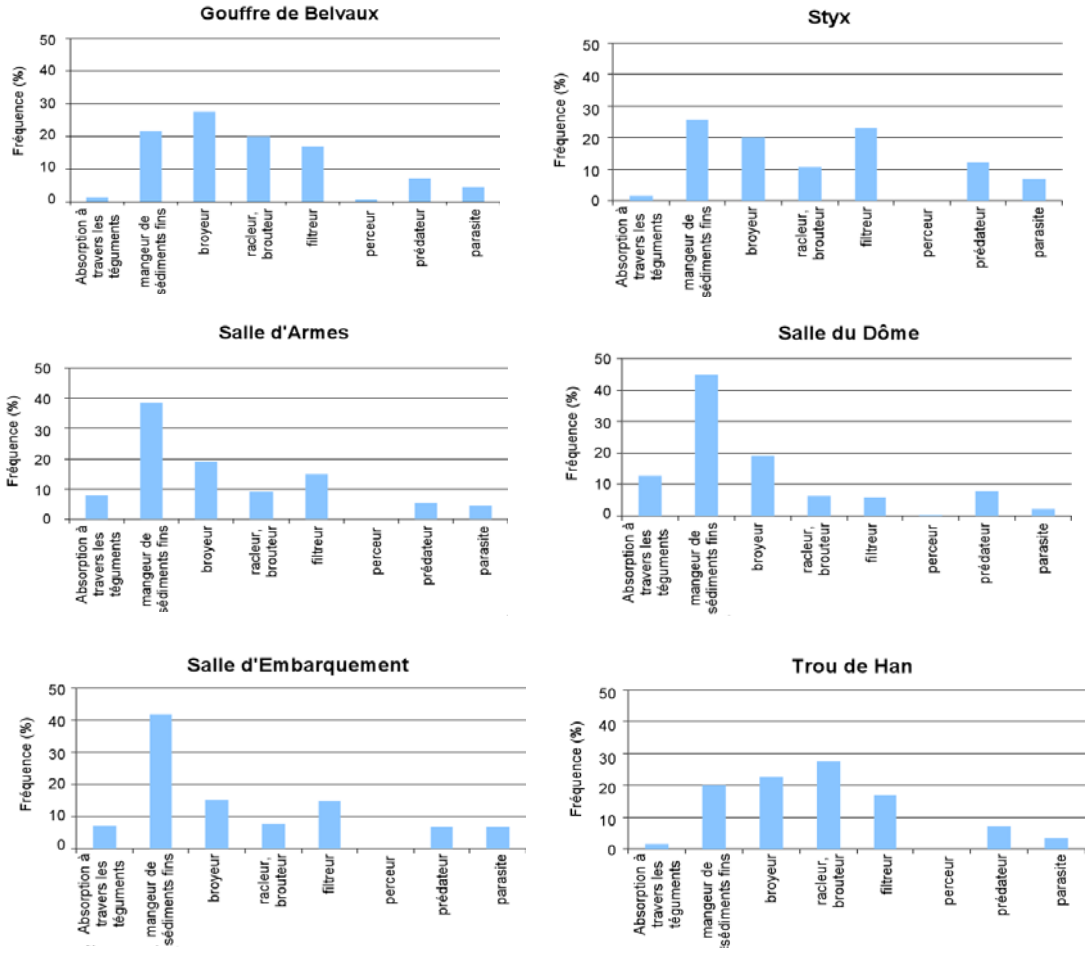


Fig. 21.1 à 21.2 – Distributions de fréquences pour le trait mode d'alimentation.

- 8.2.3.1.3. Degré de trophie

Ce trait est lié à la chimie de l'eau (teneur en azote et phosphore). Les eaux eutrophes (où ces deux composants sont abondants) sont théoriquement distinguées des eaux oligotrophes (où ces deux composants sont rares), et enfin des eaux mésotrophes (où les teneurs de ces deux composants ont des valeurs intermédiaires).

Au Gouffre de Belvaux, les modalités « oligotrophe » et « mésotrophe » ont les mêmes fréquences (39 %).
A la résurgence (Trou de Han), par contre, la tendance mésotrophe (44 %) est légèrement plus marquée. L'eau au Trou de Han serait donc un peu plus chargée en nutriments.

Dans la Grotte, au contraire, la tendance est plus « eutrophe » (excepté au niveau de la Salle du Dôme où la tendance est mésotrophe). L'eau de la Grotte serait donc plus chargée en nutriments.

Une différence entre l'extérieur (mésotrophe) et l'intérieur (eutrophe) de la Grotte est ici à nouveau repérée (fig.22.1 à 22.6).

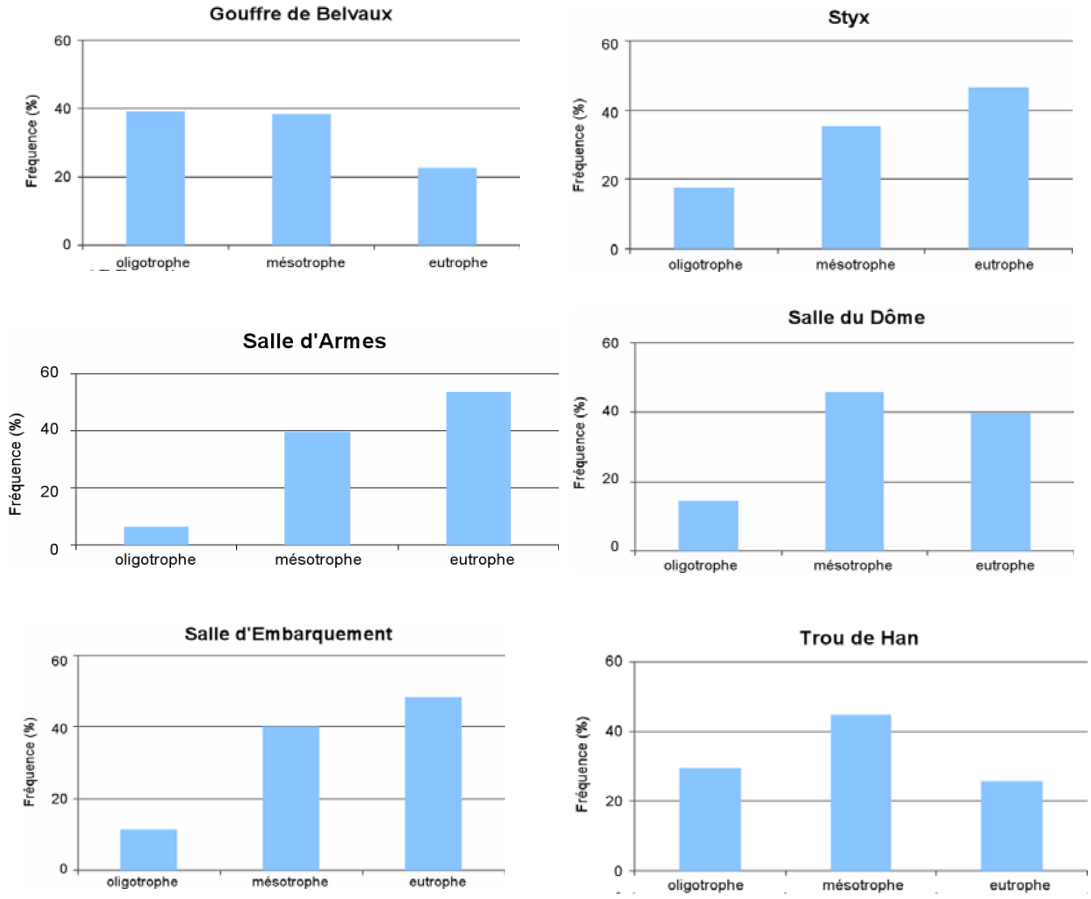


Fig. 22.1 à 22.6 – Distributions de fréquences pour le trait degré de trophie.

- 8.2.3.1.4. Valeur saprobiale

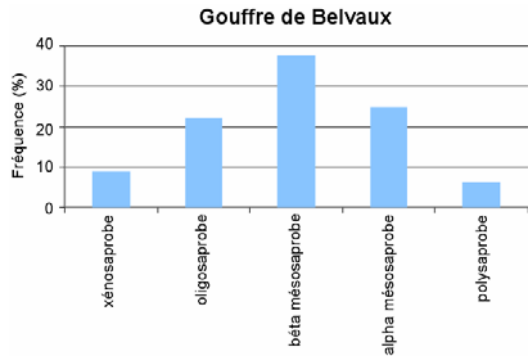
En surface, une dominance des espèces béta mésosaprobes a été observée.

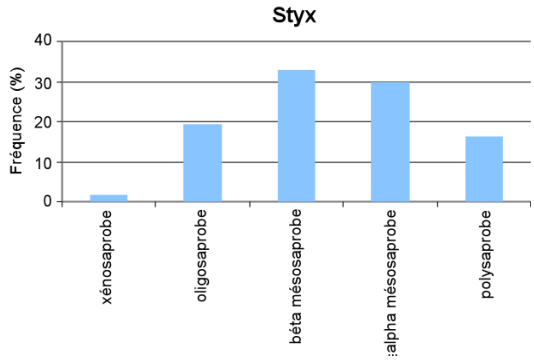
Les distributions de fréquences (à la perte et à la résurgence) sont fort semblables, ce qui indiquerait une qualité de l'eau peu/pas différente entre ces deux sites.

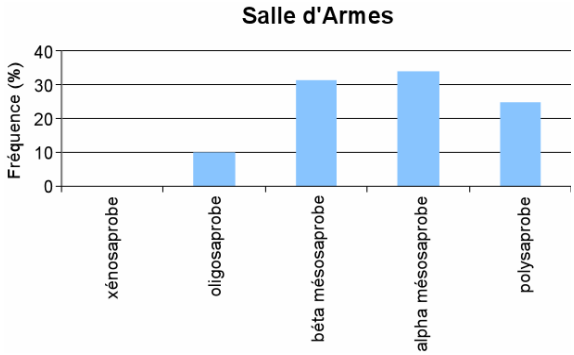
Dans la Grotte, il y a une augmentation des espèces alpha mésosaprobes ainsi que polysaprobes, c'est-à-dire les espèces polluorésistantes à très polluorésistantes (espèces caractéristiques d'une pollution organique).

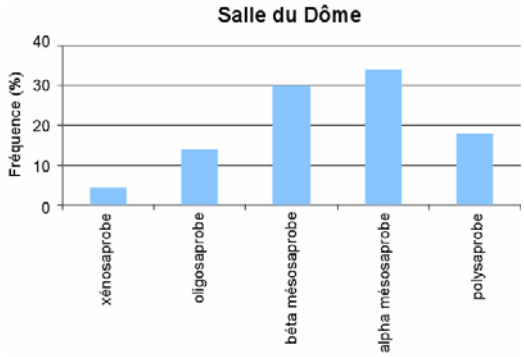
La qualité de l'eau dans la Grotte serait donc moins bonne ; ce qui confirme la conclusion tirée du trait « degré de trophie ».

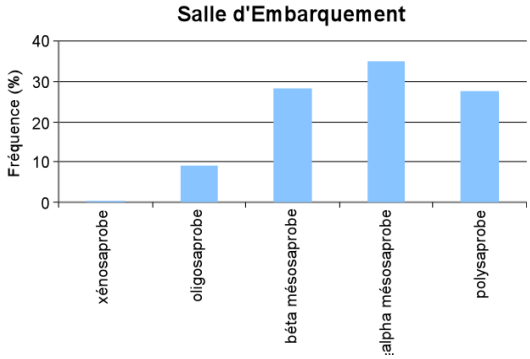
Ici encore, une différence existe entre l'extérieur de la grotte et l'intérieur (fig. 23.1 à 23.6).











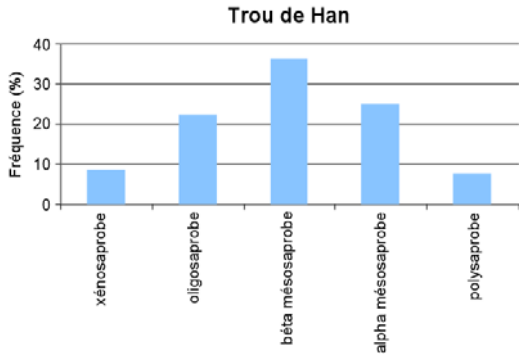


Fig. 23.1 à 23.6 – Distributions de fréquences pour le trait valeur saprobiale.

N'ayant pas décelé une pollution de l'eau (se référer au tests physico-chimiques au § 2.2), les valeurs obtenues aux traits « degré de trophie » et « valeur saprobiale » seraient donc plutôt liées à la diminution de la diversité spécifique dans la grotte. Cette diminution serait due non à une pollution de l'eau mais à une diminution des microhabitats disponibles, elle-même liée aux caractéristiques particulières de la grotte (obscurité constante entraînant l'absence de producteurs primaires,…).

L'estimation de la qualité de l'eau dans la grotte serait de ce fait biaisée, d'où l'importance de définir des bioindicateurs de qualité des eaux souterraines, ce qui pourrait constituer un objectif à long terme de ce projet.

- 8.2.3.1.5. Distribution transversale

Ce trait va permettre une étude de la répartition des macroinvertébrés. Il a été retenu afin d'étudier les modalités « habitat souterrain »

Les espèces caractéristiques de l'habitat souterrain sont inexistantes au Gouffre de Belvaux. En effet, ce site est situé en surface. La fréquence (1 %) présente pour cette modalité « habitat souterrain » au Trou de Han proviendrait de la dérive hors de la grotte des organismes inféodés au milieu souterrain.

Au Gouffre de Belvaux, les espèces sont présentes au niveau du chenal et des rives. Cette répartition des invertébrés peut être liée à la morphologie du cours d'eau à ce site. La profondeur est plus faible, la vitesse du courant et la pente sont plus importantes qu'au Trou de Han. L'eau s'écoule donc rapidement de façon rectiligne. Aucun espace périfluvial n'a été observé. Il y a absence de marais, tourbière, de mares et de méandres abandonnés.
La situation au Trou de Han semble plus diversifiée avec des fréquences également plus élevées pour les rives et le chenal. Notons l'augmentation des mares, eaux temporaires et lacs à cet endroit.

La présence des espèces caractéristiques de l'habitat souterrain augmente légèrement dans la Grotte tout en restant étonnamment à un niveau faible (2 % à 12 %).

Dans le milieu souterrain, la majorité des espèces récoltées sont semblables aux espèces des eaux de surface. Le court temps de transfert de l'eau dans la Grotte pourrait ne pas permettre l'installation d'une faune spécifique. Ce trait révèle une dominances des habitats plus lentiques dans la grotte. En effet, les échantillonnages ont été réalisés où les eaux étaient relativement fort stagnantes.

La différence entre habitat souterrain et superficiel persiste (24.1 à 24.6).

.

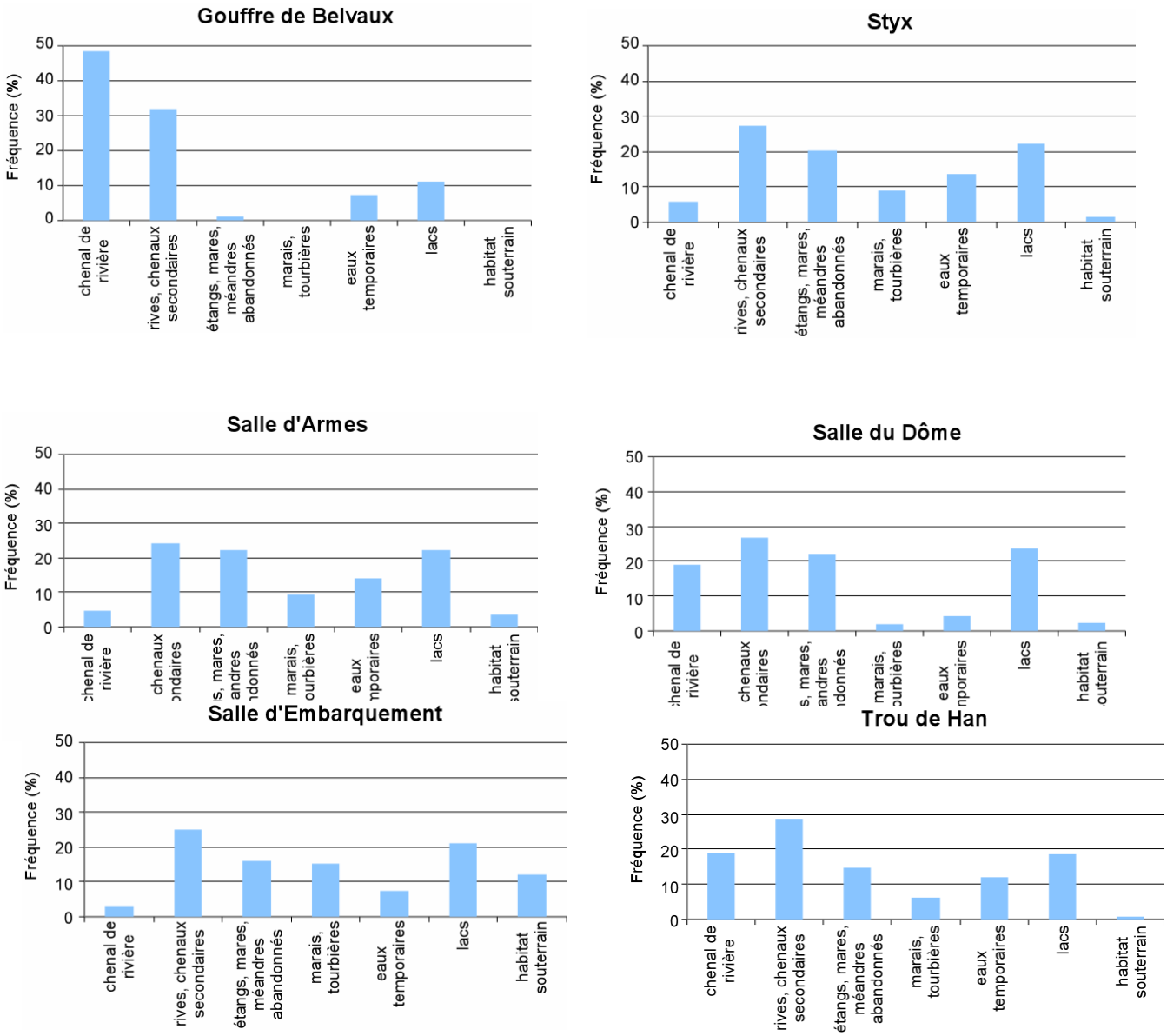


Fig. 24.1 à 24.6 – Distributions de fréquences pour le trait distribution transversale.

- 8.2.3.1.6. Microhabitats

Ce trait a été choisi pour permettre la caractérisation de la préférence en matière d'habitat pour le substrat. Des liens avec l'étude granulométrique des sédiments (cfr § 6) et l'analyse de la quantité de matière organique (cfr §7) ont ainsi pu être établis.

A l'intérieur de différents habitats, qu'ils soient en milieu lotique ou lénitique, on peut distinguer différents types de microhabitat : minéraux, organiques et végétaux.

Deux tendances principales sont observées. A l'extérieur de la Grotte, les fréquences d'affinités les plus élevées sont celles du substrat dur (dalles, blocs, pierres et galets) avec 29 % au Gouffre de Belvaux et 21 % au Trou de Han et celles des « macrophytes et algues filamenteuses » avec les fréquences respectives de 24 % au Gouffre de Belvaux et 20 % au Trou de Han. Les microhabitats « branches, racines » et « graviers » sont également bien représentés.

Des différences sont à noter entre le Gouffre de Belvaux et le Trou de Han puisque le microhabitat « microphytes » est absent au Gouffre de Belvaux tandis qu'il est présent au Trou de Han (fréquence de 4 %). La fréquence d'affinité pour la vase est plus élevée au Trou de Han, ceci étant certainement dû au courant plus élevé au Gouffre de Belvaux ne permettant pas le dépôt des particules fines ; ce qui est possible par contre au Trou de Han où le courant est plus faible. De plus, il est supposable que le court temps de transit de l'eau ne permet pas un temps suffisant pour le développement des microphytes au Gouffre.

Dans la Grotte, une diminution des fréquences d'affinités s'observe pour le substrat dur au profit des microhabitats « vase », « sable » et « limon ». Le microhabitat « macrophytes, algues filamenteuses » est aussi présent mais avec des fréquences plus faibles qu'en dehors de la Grotte.

Remarquons que dans la Salle du Dôme, la fréquence d'affinité pour le microhabitat « litière » (12 %) est plus élevée que partout ailleurs. En effet, la Salle du Dôme est caractérisée par une forte accumulation de débris végétaux.

Ces observations sont à mettre en relation avec les données récoltées sur la granulométrie, la granulométrie au gouffre et au Trou de Han étant plus grossière que celle des salles échantillonnées dans la Grotte (fig. 25.1 à 25.6).

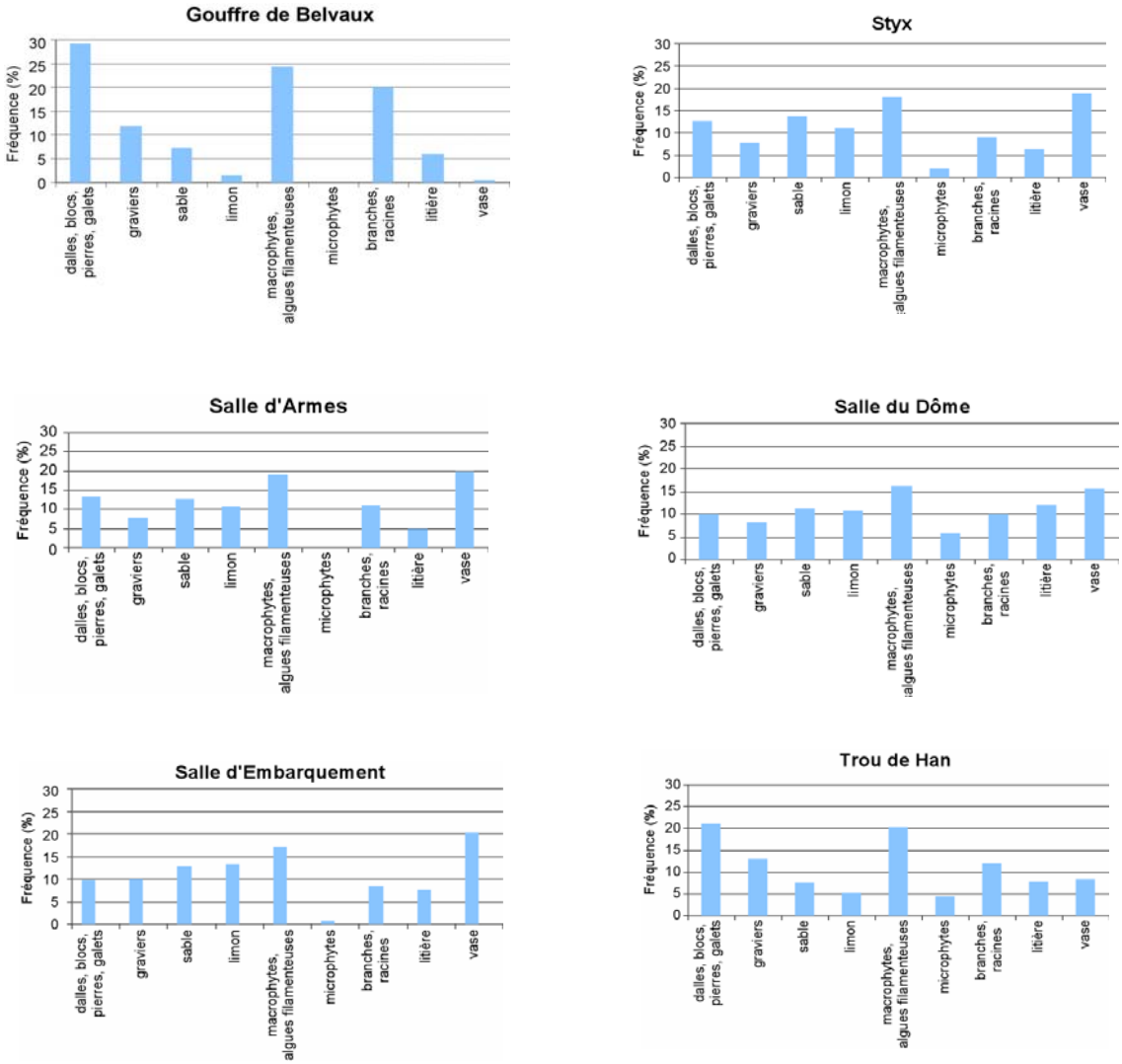


Fig. 25.1 à 25.6 - Distributions de fréquences pour le trait micro-habitat.

Conclusion et perspectives

Les aquifères, bien que privés d'énergie lumineuse et dont les ressources trophiques sont rares hébergent de nombreux animaux aquatiques.

L'objectif de ce mémoire était de contribuer à la caractérisation des facteurs environnementaux susceptibles d'influencer la richesse et la diversité des macroinvertébrés aquatiques du milieu souterrain.

Le site de la Grotte de Han-sur-Lesse constituant un aquifère karstique, la partie théorique de ce manuscrit visait tout d'abord à décrire les conditions de formation de ce milieu, puis à expliquer comment cet environnement est colonisable par les organismes. Le milieu souterrain et sa faune ont ensuite été présentés.

Afin de répondre à l'objectif fixé, la partie pratique de ce travail a consisté dans un premier temps à établir l'état du site étudié.

L'essai de traçage a mis en évidence un court temps de transfert (12 h) de la Lesse à travers la Grotte, la vitesse maximale de transfert étant de l'ordre de 250 m/h.

Les mesures des sondes ont démontré que les paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous et conductivité) variaient au cours du temps en fonction de la saison.

Les analyses des nutriments dissous ont montré une bonne qualité de l'eau qui a été confirmée par l'IBGN.

L'analyse des sédiments de la grotte a démontré que la granulométrie est plus fine (sable très fin) à l'intérieur de la grotte qu'à l'extérieur et que la quantité totale de matières organiques est importante (20 à 50 %).

Le traitement statistique des données n'ayant pas démontré de relation significative entre les variables environnementales mesurées et la répartition des espèces, la méthode par traits biologique, écologique et physiologique a donc été envisagée. Celle-ci a permis d'extraire un maximum d'informations sur les macroinvertébrés récoltés et les facteurs environnementaux. Des relations ont principalement été établies avec la granulométrie et la quantité totale de matière organique des sédiments.

Une tendance majeure ressort de cette étude : la richesse spécifique est plus faible à l'intérieur de la grotte qu'à l'extérieur et, à l'exception de quelques *Niphargus*, la très grande majorité des macroinvertébrés récoltés dans la Lesse souterraine ne sont pas spécifiques du milieu souterrain. Les vitesses de transfert rapides de la Lesse souterraine au travers de la grotte ne permettent probablement pas l'installation d'une faune caractéristique du milieu souterrain a ce niveau.

Plusieurs perspectives s'inscrivent dans le prolongement de ce travail :

Tout d'abord, une étude sur une plus longue période permettrait d'affiner nos observations par un plus grand nombre d'échantillons et de données (macroinvertébrés, physico-chimie, …), qui permettraient de rendre les résultats plus fiables face à la variabilité naturelle des systèmes écologiques.

Etant donné que la faune récoltée au niveau de la Lesse souterraine n'est pas spécifique du milieu souterrain, des prélèvements pourraient être réalisés en dehors du réseau actif afin de caractériser la faune de cet habitat particulier.

Concernant l'hydrogéologie du système, il serait intéressant d'étudier l'influence des périodes de crues et d'étiage sur la répartition des invertébrés. En effet, il n'a pas été possible

au cours de ce travail de réaliser des échantillonnages durant la période des hautes eaux étant donné la difficulté d'accès au site, suite à l'augmentation du débit de la Lesse. De même, l'année 2005 n'a pas été caractérisée par un étiage très prononcé.

L'analyse des sédiments a démontré des variations entres les différents sites échantillonnés. Etant donné que ces sédiments semblent influencer la répartition des organismes, leur analyse pourrait être poursuivie, par exemple par des mesures de paramètres physico-chimiques (tels que l'oxygène dissous, le pH…) à l'intérieur de ceux-ci.

L'observation de la teneur totale en matières organiques des sédiments ayant établi une hétérogénéité entre les sites échantillonnés, il serait intéressant de compléter cette analyse en caractérisant les différentes classes de matières organiques présentes dans les sédiments (matières organiques dissoutes, particulaires, etc.).
Il serait par ailleurs utile d'étudier la biomasse bactérienne, puisque celle-ci constitue une ressource exploitable par les invertébrés. De plus, les bactéries hétérotrophes participent à la régénération des éléments nutritifs provenant de la matière organique . La quantification de ces micro-organismes peut donc également donner une évaluation de la qualité des eaux et fournir une estimation de la quantité de matière organique oxydable présente dans celles-ci.

Les différences observées concernant la granulométrie des sédiments et l'accumulation en matière organique entre les sites étudiés, reflètent une forte hétérogénéité des vitesses du courant au sein de l'aquifère karstique. Dans la continuité de cette étude, il serait donc intéressant de caractériser la circulation de l'eau dans le système aquifère étudié.

Malgré une vitesse de transfert rapide, une philosophie semblable au « River Continuum Concept » (RCC) qui fournit des prédictions sur la manière dont les communautés biologiques se répartissent suivant une zonation « amont – aval » au niveau des cours d'eau de surface, pourrait être appliquée à l'étude des eaux souterraines. La classification de chaque milieu de vie au sein de la Grotte pourrait par exemple être réalisée en fonction de l'apport en matière organique, pour prédire la faune qui y est associée.

Les aquifères karstiques constituent non seulement une ressource en eau potable mais également un écosystème aquatique à protéger. Une étude permettant de définir plus précisément les indicateurs biotiques et de biodiversité, notamment en recherchant les macroinvertébrés indicateurs de la qualité de l'eau propres au milieu souterrain, pourrait donc s'avérer utile.

Références bibliographiques

AFNOR, Essai des eaux : détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.). Normalisation française NF T90-350 (1992). (Etat de l'environnement wallon). http://mrw.wallonie.be/dgrne/eew2000/eau/eaue12htm

Angelier E., Ecologie des eaux courantes. Paris , Tec et Doc-Lavoisier (2000).

Bakalowicz M., Connaissance et gestion des ressources en eaux souterraines dans les régions karstiques, Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Guide technique n°3 (1999).

Blandin P., Barbault R., Lecordier C., Réflexions sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénotique. *Bull écol*., **7**, (4), 391-410 (1976).

Bou C., Recherches sur les eaux souterraines. 25 – Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Ann. Spéléol*., **29**, (4), 611-619 (1974).

Bou C., Rouch R., Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *Comptes rendus de l'académie des sciences de Paris*, **265**, Série D, 369-370 (1967).

Castany G., Hydrogéologie : principes et méthodes. Paris, Dunod (1998).

Chauvin J. et al., Tableau récapitulatif de la faune récoltée dans la grotte de Han sur Lesse (Belgique) (Note de travail) (1991-1992).

Cole, L.C., The population consequences of life history phenomena. Q. Rev. Biol., **29,** 103-137 (1954).

Creuzé Des Chatelliers M., Reygrobellet J.L., Interactions between geomorphological processes, benthic and hyporheic communities : first results on a by-passed canal of the French Upper Rhône River. *Regulated Rivers: research and Management*, **5**, 139-158 (1990)

Creuzé Des Chatelliers M., Turquin M.-J. et Gibert J., Les aquifères : des systèmes biologiques . *Hydrogéologie*, **3**,163-185 (1991).

Culver D.C., Jones W.K., Holsinger J.R., Biological and hydrological investigation of the Cedars, Lee County, Virginia, an ecologically significant and threatened karts area. *In* : Stanford J.A., Ground water ecology, 281-290 (1992).

Dajoz R., Précis d'écologie. Paris, Dunod (2000).

Danielopol D. L., Conservation and protection of the biota of karst: assimilation of scientific ideas through artistic perception. *Journal of Cave and Karst Studies*, **60**, (2), 67 (1998).

De Broyer Cl., Les grottes et les aquifères karstiques : des systèmes biologiques, *in* Atlas du karst wallon, Province de Namur, Commission wallonne d'étude et de protection des sites souterrains, 73-77 (1999).

De Broyer Cl., Thys G., Fairon J., Michel G., Atlas du karst wallon ; Haute Meuse (Province de Namur), Région wallonne, Commission wallonne d'étude et de protection des sites souterrains. (1999).

Décision 2455/2001/CE du parlement Européen et du conseil (20 novembre 2001) établissant la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE. *J. officiel C.E.,* L 331/1 (2001).

Deflandre G., Han-sur-Lesse et ses grottes. Bruxelles, Hatier (1989).

Delamare - Debouttéville C., La vie dans les grottes. Paris, P.U.F. (1971).

Delhez F., Dethier M., Hubart J.-M., Contribution à la connaissance de la faune des grottes de Wallonie. *Bulletin des Chercheurs de la Wallonie*, **39**, 27-54 (1999).

Descy J.P., Manuel pratique des techniques d'analyse d'eau. I. Analyses physico-chimiques, FUNDP, Namur (1989).

Descy J.P., Notes de cours. FUNDP, Namur.

Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte de feu (PAF), MA. 1010-PAF 1.0, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et Ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Ministère de l'Environnement du Québec (2003).

Dethier M., La collection Delhez. 1. Catalogue provisoire. *Bulletin des Chercheurs de la Wallonie*, **38**, 33-76 (1999).

Dethier M., Hubart J.-M., La faune troglobie de Belgique : état actuel des connaissances et perspectives. *Ann. Bull. Soc. R. belge Ent*., **135**, 164-178 (1999).

Dethier M., Hubart J.-M., La collection Delhez. 2. Corrigenda et addenda. *Bulletin des Chercheurs de la Wallonie*, **40**, 17-35 (2000).

Dethier M., Hubart J.-M., La récolte de la faune cavernicole. *Regards (Bull. UBS),* **38**, 2-5 (2000).

Dole M.J., Coineau N., L'Isopode *Microcharon* (Crustacea, Isopoda) abondant dans les eaux interstitielles de l'Est lyonnais, M. reginea n.sp., écologie et biogéographie. *Stygologia*, **3**, (3), 200-217 (1987).

Dufrêne M., Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques (2003). http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/methodo

Everaerts-Poll M., Vanden Bossche J.P., Evaluation biologique de la qualité des cours d'eau. Centre technique et pédagogique de l'enseignement de la communauté française (2000).
Fetter C.W., Applied hydrogeology. 4th ed., Upper Saddle River, Prentice-Hall (2001).

Fiers F., Speocyclops fontinalis spec. nov. (Crustacea, Copepoda, Cyclopoida) from the Han cave, a well known and popular cavern, in southeastern Belgium. *Bull. Inst. R. Sc. Nat. Belg., Biologie*, 75, (Sous presse) (2005).

Forir H., Carte géologique de la Belgique au 1/40.000. Planche 185 : Houyet – Han sur Lesse (1900).

Foucault A., Raoult J.F., Dictionnaire de géologie. 5e éd., Paris, Dunod (2001).

Funcken L., Meus Ph., L'hydrogéologie des calcaires. *In :* Atlas du karst wallon ; Haute Meuse (Province de Namur) ; Commission wallonne d'étude et de protection des sites souterrains, 33-36 (1999).

Gibert J. Les écotones souterrains/superficiels : des zones d'échanges entre environnements souterrain et de surface. *Hydrogéologie*, **3**, 233-240 (1991).

Gibert J. , Vers une vision intégrée des eaux souterraines. Résumé et recommandations, *Hydrogéologie*, **3**, 257-263 (1991).

Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J.A(Eds), Groundwater Ecology. San Diego, Academic Press (1994).

Gibert J., Deharveng L., Subterranean Ecosystems : A Truncated Fonctional Biodiversity *BioScience*, **52**, (6), 473-481 (2002).

Gilli E., Eaux et rivières souterraines, Paris, P.U.F. (1999).

Ginet R., Ecologie, éthologie et biologie de Niphargus (Amphipodes Gammaridés hypogés), Lons-Le-Saunier, Imprimerie Maurice Declume (1960).

Ginet R., Decou V. Initiation à la biologie et à l'écologie souterraines. Paris, J.-P. Delarge (1977).
Greenslade P.M.J., Adversity selection and the habitat templet. *The American Naturalist*, **122** (3), 352-365 (1983).

Griebler Ch., Danielopol D.L., Gibert J., Nachtnebel H. P., Notenboom J., Environment and climate programme. Groundwater ecology, A tool for management of water resources, Luxembourg, Directorate-General for Research, European Communities (2001).

Hallet V., Hydrogéologie. FUNDP, Namur (2004-2005).

Havron C., Quinif Y., Vandycke S., Karst et tectonique : le cas de la région de Han-sur-Lesse, Belgique. *Karstologia*, **43**, 19-26 (2004).

Henry J.P., Magniez G., Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 4. Crustacés isopodes. *Bull. de la société linnéenne de Lyon*, **52**, (10), 319-360 (1983).

Heuze B., Contribution à l'étude hydrologique d'un système karstique dans les calcaires devoniens : le fond des Vaulx à Marche en Famenne. Mémoire ULB (2003).

Kaisin F., de Pierpont E., Hydrogéologie des calcaires de la Belgique. *Monogr. Sc. Nat., Soc.Scient.Bruxelles,* **4** (1939).

Kazanci N., Girgin S., Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring, *Tr. J. of zoology*, **22**, 83-87 (1998).

Lafont M., Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 3. Annelides Oligochetes. *Bull. de la société linnéenne de Lyon*, **52** (4), 108-136 (1983).

Lafont M., Durbec A., Essai de description biologique des interactions entre eau de surface et eau souterraine : vulnérabilité d'un aquifère à la pollution d'un fleuve. *Ann. Limnol*., **26**, (2-3), 119-129 (1990).

Lafont M., Durbec A., Ille C., Oligochaete worms as biological describers of the interactions between surface and groundwaters : a first synthesis. *Regulated Rivers: research and management*, **7**, 65-73 (1992).

Lapuyade F., Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines (SEQ –eaux souterraines). *Les études de l'agence de l'eau* (1998).

Leruth R., La biologie du domaine souterrain et la faune cavernicole de la Belgique. *Mémoires du musée royal d'histoire naturelle de Belgique*, 87 (1939).

Maire R., Pomel S., Karst geomorphology and environment. *In* : Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J., Groundwater ecology, San Diego, Academic Press, 1994, 129-155 (1994).

Malard F., Groundwater contamination and ecological monitoring in a Mediterranean karst ecosystem in southern France. *In* : Griebler Ch., Danielopol D.L., Gibert J., Nachtnebel H. P., Notenboom J., Environment and climate programme. Groundwater ecology, A tool for management of water resources, Luxembourg, Directorate-General for Research, European Communities (2001).

Malard F., Sampling manual for the assessment of regional groundwater biodiversity. European project Pascalis (2002).

Malard F., Reygrobellet J.-L., Mathieu J. and Lafont M., The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer, *Arch. Hydrobiol*., **131**, (1), 93-110 (1994).

Malard F., Hervant F. Oxygen supply and the adaptation of animals in groundwater, *Freshwater Biology*, **41,** 1-30 (1999).

Mangin A., Karst hydrogeology. *In* : Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J., Groundwater ecology, San Diego, Academic Press, 43-67 (1994).
Martin P., Biodiversité des eaux souterraines du bassin de la Meuse. ,**59,** 6-8 (2005)

Mathieu J., Marmonier P., Laurent R., Martin D., Récolte du matériel biologique aquatique souterrain et stratégie d'échantillonnage, *Hydrogéologie*, **3**, 187–200 (1991).

Mestrov M., Latinger-Penko R., Ecological investigations of the influence of a polluted river on surrounding interstitial underground waters. *Int. J. Speleol*., **9**, 331-355 (1977/1978).

Mestrov M., Latinger-Penko R., Investigation of the mutual influence between a polluted river and its hyporheic. *Int. J. Speleol*., **11**, 159-171 (1981).

Méthode d'analyse : détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte au feu (PAF). Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003).

Micha J.-C., Noiset J.-L., Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et rivières par les invertébrés aquatiques. Namur, F.U.N.D.P., Unité d'écologie des eaux douces (1982).

Mösslacher F., Griebler C., Notenboom J., Biomonitoring of groundwater Systems: methods, applications and possible indicators among the groundwater biota. *In* : Griebler Ch., Danielopol D.L., Gibert J., Nachtnebel H. P., Notenboom J., Groundwater ecology, A tool for management of water resources, Luxembourg, Directorate-General for Research, European Communities (2001).

Notenboom J., Plénet S., Turquin M.-J., Groundwater contamination and its impact on groundwater animals and ecosystems. *In* : Gibert et al., Groundwater ecology (1994).

Plagnes V., Structure et fonctionnement des aquifères karstiques. *Documents du BRGM*, **294** (2000).

Quinif Y., Les phénomènes karstiques en Calestienne, *De la Meuse à l'Ardenne, La Calestienne*, **16**, 55-74 (1993).

Ramade F., Précis d'écotoxicologie. Paris, Masson (1992).

Sket B., Gegenseitige beeinflussung der wasserpollution und das höhlenmilieus. *Proc.Int.Congr.Speleol*., 6th, Vol. 5, 253-262 (1973).

Tachet H., Richoux Ph., Bournaud M., Usseglio-Polatera Ph., Invertébrés d'eau douce-systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS (2000).

Tercafs R., Introduction à la Biospéologie, Les milieux souterrains et la biologie des espèces cavernicoles (1ère partie), *Regards (Bull. de l'UBS),* **33**, 24-29 (1998).

Tercafs R., Introduction à la Biospéologie, Les milieux souterrains et la biologie des espèces cavernicoles (2ème partie), *Regards (Bull. de l' UBS),* **34**, 18-23 (1998).

Tercafs R., Introduction à la Biospéologie, Les milieux souterrains et la biologie des espèces cavernicoles (3ème partie), *Regards (Bull. de l'UBS*), **35**, 26-29 (1999).

Tercafs R., Introduction à la Biospéologie, Les milieux souterrains et la biologie des espèces cavernicoles (4ème partie et fin), Regards (Bull. de l'UBS), **36**, 26-32 (1999).

Van de Poel B., Géologie et géomorphologie de la région du Parc National de Lesse et Lomme (Han-sur-Lesse – Rochefort). *Ardenne et Gaume*, Monographie n° 1 (1968).

Van den Broeck E., Martel E.H., Rahir E.D., Les cavernes et les rivières souterraines de la Belgique. T.1 : Les calcaires dévonien du bassin de Dinant. Bruxelles (1910).

Zollhöfer J.-M., Recherche sur les eaux souterraines pour la pratique, *In* EAWAG news, Dubendorf, Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux, Institut du domaine des EPF. (2001). http://www.eawag.ch/publications/eawagnews/www_env49/en49f_pdf/en49f.pdf

INTRODUCTION

Introduction générale ***1***

1. Le phénomène de karstification ***2***

1.1. Conséquence du système karstique **3**

1.1.1. Vulnérabilité 3

1.1.2. Causes de la vulnérabilité 3

2. Hydrogéologie ***4***

3. Le milieu souterrain ***5***

3.1. Caractéristiques abiotiques **5**

3.2. L'énergie dans l'environnement aquifère **6**

4. La faune souterraine ***7***

4.1. Caractéristiques biologiques **7**

4.2. Caractéristiques écologiques **8**

4.2.1. Les stygoxènes 8

4.2.2. Les stygophiles 8

4.2.3. Les stygobies 9

4.3. La faune du milieu souterrain **9**

4.4. Cycles biologiques **10**

4.5. Assemblages biotiques **10**

4.6. Importance de la faune souterraine **11**

4.7. Effet de la pollution sur la faune **12**

4.8. Les macroinvertébrés aquatiques souterrains en tant que bioindicateurs **14**

4.9. Macroinvertébrés aquatiques souterrains découverts en Wallonie et dans la grotte de Han lors de recherches précédentes **16**

5. Evaluation de la qualité des eaux souterraines ***17***

5.1. Directive cadre de l'eau (DCE) **17**

5.2. SEQ – eaux souterraines **18**

6. Résurgence et faune ***19***

OBJECTIFS

Objectifs de l'étude ***20***

MATERIEL ET METHODES

1. Site étudié ***21***

1.1. Choix du site **21**

1.2. Localisation **21**

1.3. Lithologie **21**

La perte de la Lesse au Gouffre de Belvaux 21

La Salle d'Armes 22

Le Styx 22

La Salle du Dôme 22

La Salle d'Embarquement 22

Le Trou de Han 22

2. Récolte des macroinvertébrés ***22***

2.1. Filet de dérive **22**

2.2. Pompe Bou-Rouch **23**

2.3. Substrats artificiels **23**

2.4. Benne de type Ekman-Lenz **23**

2.5. Filet échantillonneur de type surber **24**

2.6. Piège à double fond **24**

3. Tri, fixation et détermination des échantillons ***24***

4. Etude de la qualité de l'eau ***25***

4.1. Prélèvement d'eau **25**

4.2. Analyses physico-chimiques **25**

4.2.1. Sonde multiparamètres 26

4.2.2. Mesure de l'intensité lumineuse 26

4.2.3. Détermination de l'alcalinité totale 26

4.2.4. Dosage des nutriments 26

4.2.4.1. L'azote 26

4.2.4.1.1. Les nitrates (mg $N\text{-}NO_3^-$/l) 26

4.2.4.1.2. Les nitrites (µg $N\text{-}NO_2^-$/l) 27

4.2.4.1.3. L'ammonium (mg $N\text{-}NH_4^+$/l) 27

4.2.4.2. Le phosphore 27

4.2.4.2.1. Les orthophosphates (mg $P\text{-}PO_4^{3-}$/l) 27

4.2.4.2.2. Le phosphore total (mg P/l) 27

4.2.5. Dosage des éléments majeurs 27

4.2.5.1. Les cations 27

4.2.5.2. Les anions 28

4.2.5.2.1. Les sulfates (mg SO_4^{2-}/l) 28

4.2.5.2.2. Les chlorures (mg/l) 28

4.2.5.3. Construction d'un diagramme ionique (diagramme de Kufferath et de Piper) 28

5. Détermination de la matière organique par incinération : méthode de la perte au feu (PAF) ***28***

6. Etude de la granulométrie 29
7. Essai de traçage 29
8. Lieux et périodes d'échantillonnage 30
9. Traitement des données 30
9.1 Analyse statistique 30
9.2. Méthode par traits biologique, physiologique et écologique 30
9.2.1. Trait 8 : type de nourriture 31
9.2.2. Trait 9 : mode d'alimentation 31
9.2.3. Trait 13 : degré de trophie 32
9.2.4. Trait 14 : valeur saprobiale 32
9.2.5. Trait 19 : distribution transversale (par rapport au chenal) 32
9.2.6. Trait 20 : micro-habitats (préférendum) 32

RESULTATS ET DISCUSSION

1. Hydrogéologie 33
1.1. Essai de traçage 33
2. Analyses physico-chimiques de l'eau 34
2.1. Eléments majeurs et diagramme ionique (diagramme de Kufferath) 34
2.2. Analyse des nutriments dissous 35
Classe de qualité 36
Classe de qualité 36
3. Calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.) 37
3.1. Introduction 37
3.2. Calcul de L'IBGN 37
4. Mesure des paramètres physico-chimiques 39
5. Transect dans la Salle d'embarquement 40
5.1. Paramètres physico-chimiques 40
5.2. Macroinvertébrés 41
5.3. Conclusion 41
6. Analyse granulométrique des sédiments 41
6.1. Calcul des paramètres granulométriques 43
7. Analyse de la matière organique par perte au feu 44
8. Analyse faunistique 45
8.1. Macroinvertébrés récoltés 45
8.2. Analyse statistique 46
8.2.1 Analyse canonique des correspondances (ACC) 46
8.2.2 Classification ascendante hiérarchique (CAH) 47
8.2.3. Méthode par traits biologique, physiologique et écologique 47

8.2.3 1. Distributions de fréquences des notes d'affinités pour les modalités des traits étudiés _____ 47
8.2.3.1.1. Type de nourriture _____ 47
8.2.3.1.2. Mode d'alimentation _____ 49
8.2.3.1.3. Degré de trophie _____ 50
8.2.3.1.4. Valeur saprobiale _____ 51
8.2.3.1.5. Distribution transversale _____ 52
8.2.3.1.6. Microhabitats _____ 53

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Conclusion et perspectives _____ ***55***

BIBLIOGRAPHIE

Références bibliographiques _____ ***57***

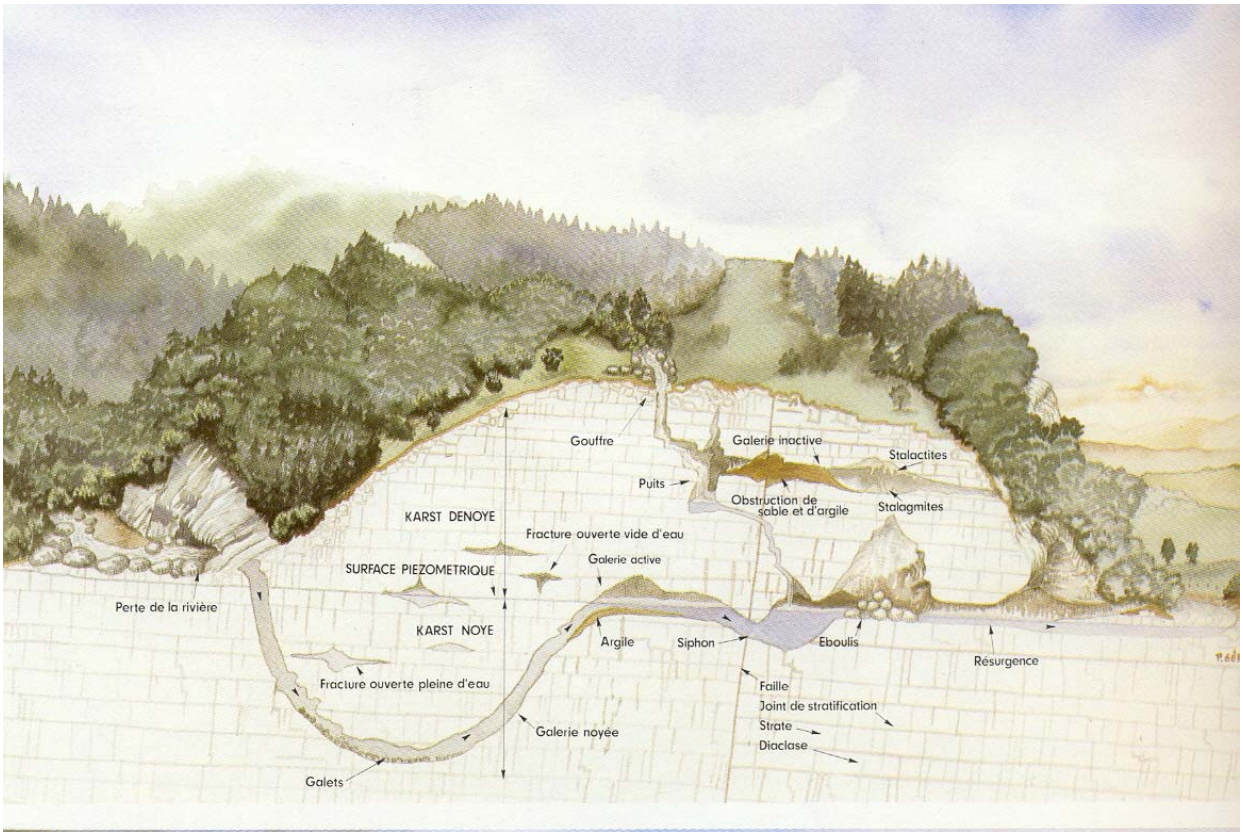


Fig. 1 - Réserve en eau d'un massif aquifère.
La zone d'infiltration comprend toutes les fractures. Les joints de stratification séparent les strates. Les diaclases brisent les strates, souvent perpendiculairement aux joints de stratification. Les failles sont des fractures de part et d'autres lesquels les blocs se sont déplacés. Elles conduisent les eaux d'infiltration vers le cœur du massif. Une rivière se perd massivement à gauche du schéma. C'est de cette manière que la Lesse disparaît sous terre à Belvaux pour rentrer dans les grottes du massif de Han. La rivière souterraine passe d'une galerie dénoyée à une autre galerie dénoyée par un siphon, c'est à dire une galerie plongeant dans le karst noyé. La surface piézométrique est la surface qui sépare la zone inférieure dans laquelle les vides sont totalement remplis d 'eau (karst noyé) de la zone supérieure où ces vides sont remplis d'air (karst dénoyé). Néanmoins, même dans la zone dénoyée, ces vides peuvent être au moins partiellement remplis par l'eau d'infiltration descendante. Il existe également des vides ouverts (souvent une intersection entre des diaclases et des joints de stratification) qui sont marginaux par rapport au drain principal constitué par la rivière. Ces vides sont interconnectés entre eux par des fissures aquifères (Deflandre, 1989).

.

Dissolution	– abondance d'eau (milieux intertropicaux), – abondance de CO_2 (présence d'un couvert végétal), – température basse (haute montagne, glaciers), – acidité (acides humiques), – temps de contact important eau/$CaCO_3$ (roches poreuses, persistance du manteau neigeux).
Précipitation	– température élevée (pays chauds), – faible pression partielle de CO_2 (milieux ventilés), – consommation de CO_2 (photosynthèse).

Tableau 1 - Facteurs de dissolution ou de précipitation de la calcite (Gilli, 1999).

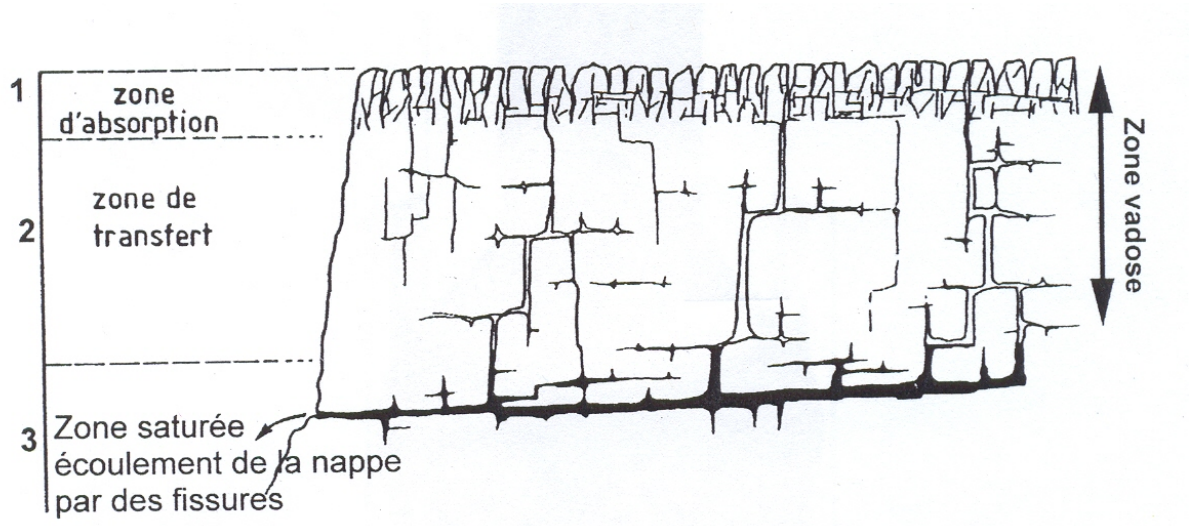


Fig. 2 - mode de fonctionnement et écoulement dans un système karstique développé (Funcken et Meus, 1999).

	Underground system	*Surface system*
Environment	Constant darkness	Light (alternance day/night)
	Habitats: restricted variety (no vegetation) and small size	Habitats: high diversity
	Environmental fluctuations	
	Physical inertia, predictability	Frequent and large variations, low predictability
Organisms	Morphological, physiological, and behavioral specializations to underground environment	No adaptation to underground environment (except ecological one for ubiquitous species)
	Special classification of organisms defined by their relation to the underground habitat	
Communities Populations	A selection dominant	r or K selection dominant
	Mobility toward a nondominant strategy in relation to habitat predictability (or unpredicability) and favorableness (or unfavorableness)	
Biocenosis	Richness, diversity, and density: low and variable	Richness, diversity, and density: generally high and variable
	Biotic constraints: low	Biotic constraints: generally higher
	Cenotic strategy i	Cenotic strategy i or s
	Population concentration in interstitial habitat near contact points with surface one	Different spatial distribution
Functional characteristics	Heterotrophy and allotrophy	Autotrophy
	With or without rigorous resource filtration by the habitat	Optional resource filtration
	Low trophic resource polyphagous diet (detritus feeders dominant)	Very important trophic resources
	Short and simple food webs	High diversity of diets and possibility of very complex food webs
	System with low productivity	System with higher productivity

Tableau 2 - Résumé des différences les plus marquées entre l'environnement souterrain et de surface (Gibert et al., 1994).

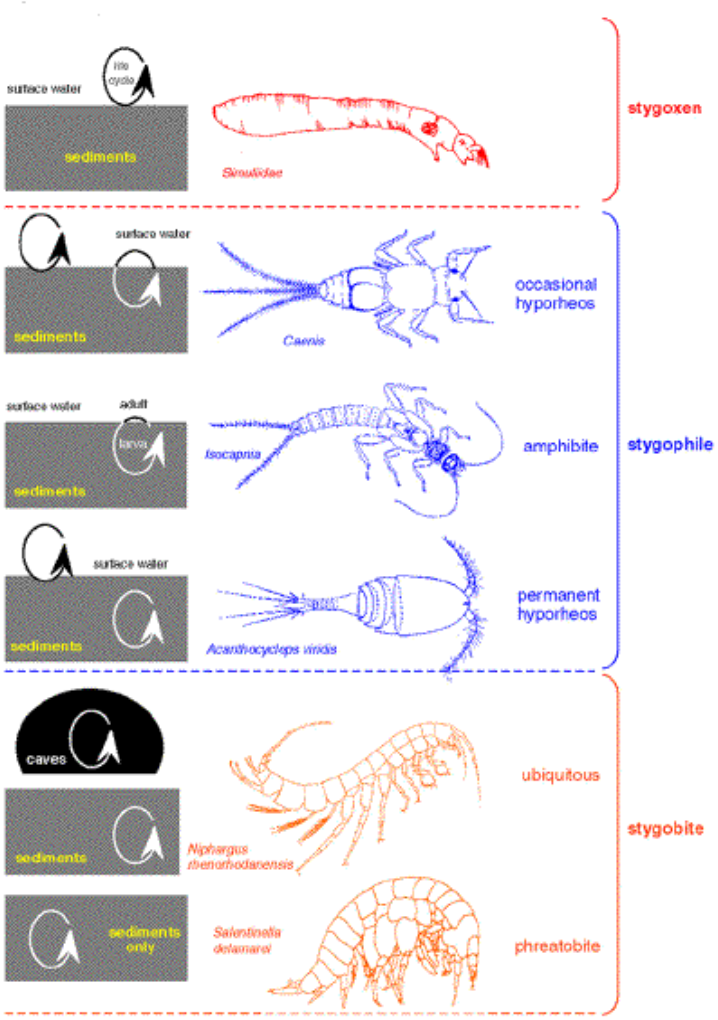


Fig. 4 - Groupes cavernicoles majeurs se différenciant tant sur le plan éthologique, morphologique que physiologique (Gibert et al., 1994).

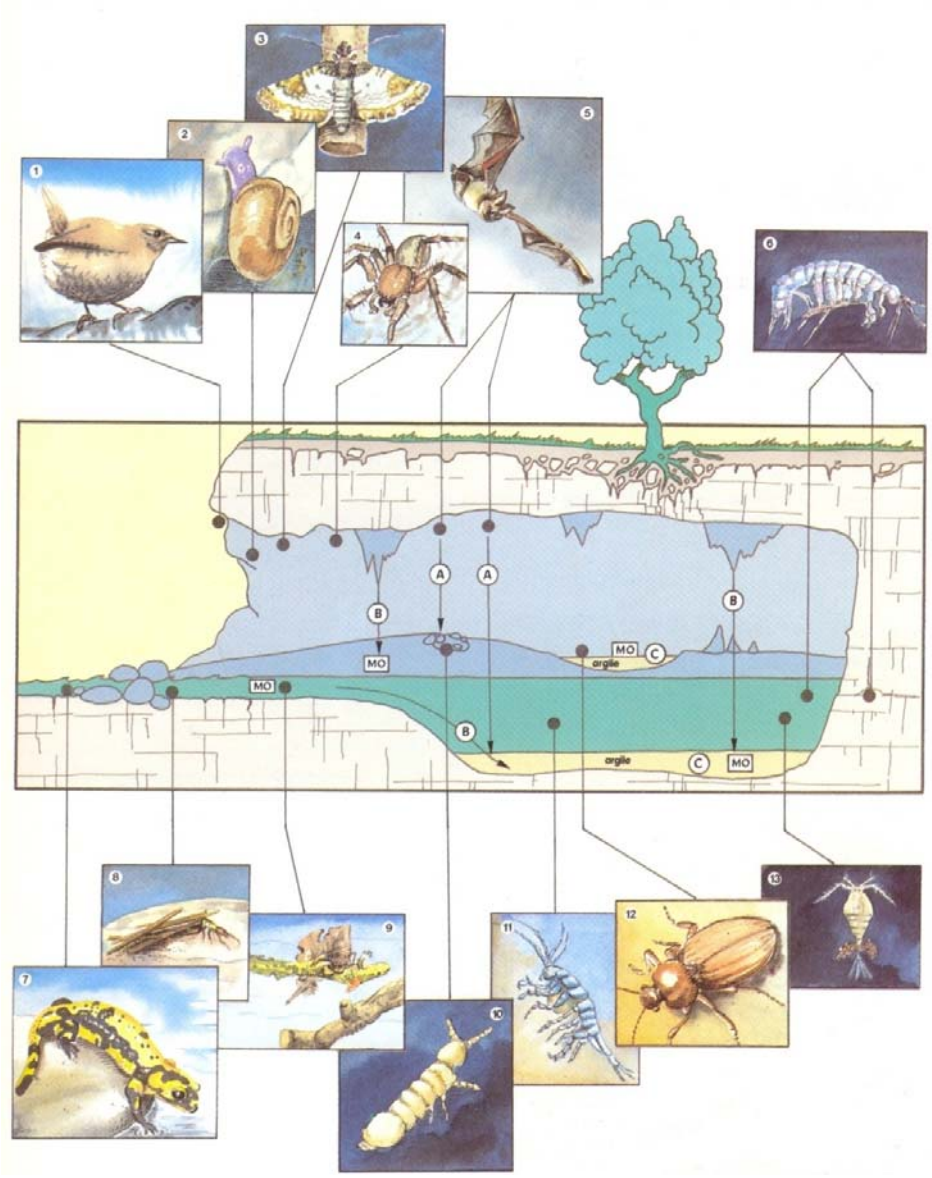


Fig. 5 - Ecosystème du milieu souterrain. Plusieurs communautés d'organismes sont réparties en fonction des trois zones (lumière, ombre et obscurité) et colonisent les parois, l'argile, les débris organiques et le milieu aquatique. Légende : A.Sous produits des animaux trogloxènes et troglophiles apportés activement du milieu extérieur (guano de chauves-souris, cadavres,…). B. Débris de substances organiques diverses amenés passivement de l'extérieur par les eaux d'infiltration et les rivières souterraines. C. Production interne de matière organique par les bactéries autotrophes. M.O. Matière organique. 1. Troglodyte. 2. Escargot. 3. Papillon. 4. Araignée. 5. Chauve-souris. 6. Amphipode *(Niphargus).* 7. Salamandre. 8. Larve de Trichoptère. 9. Débris végétaux et animaux. 10. Collembole. 11. Isopode *(Proasellus)*. 12. Coléoptère. 13. Copépode (Deflandre, 1989).

Selection Type	*r*	*K*	A
Properties of the habitat			
Favorableness	Variable	High	Low
Predictability	Low	High	High
Community attributes			
Diversity	Low	High	Low
Interspecific competition .	Occasional, sometimes intense, two species	Frequent continuous, often diffuse	Rare
Investment in defense mechanisms	Low	High	Low
Degree of specialization ..	Low	High	Low
Population or species attributes			
Capacity for dormancy ...	Variable	Low	Variable
Selection for migratory ability	High	Intermediate	Low
Geographical distribution .	Wide	Restricted	Variable
Selection for parthenogenesis	Variable	Low	High
Length of life	Short	Intermediate	Long
Maturity	Early	Intermediate	Late
Rate of development	Rapid	Intermediate	Slow
Fecundity	High	Intermediate	Low
Population density	Very variable	More constant, near carrying capacity	Variable, below carrying capacity
Rate of increase	High	Intermediate	Low
Density dependence	Weak at low density; strong, overcompensating at high density	Moderate, compensating at high density	Weak
Key factors	Adult losses: mortality and migration	Juvenile mortality; variation in fecundity	Mortality at all stages; variation in fecundity and rates of development

Tableau 3 - Description des stratégies démographiques (Greenslade, 1983).

Biocenotic strategy	
s-Strategy species	*i-Strategy individual*
High → Species richness, Biodiversity, Quantity of energy	Low → Species richness, Biodiversity, Quantity of energy
Constant energy fluxes	Discrete energy fluxes: simple and short ways for the circulation of matter and energy
Potential functional redundancy of species	Dominance of one species
Modification of the environment:	
Substitution of extirpated species by others sustaining the same function in the ecosystem	Ecosystem survival depends on the survival of all the species and on the capacity of populations to produce genetically new individuals

Tableau 4 - Comparaison entre les stratégies biocénotiques *s* et *i* (Gibert et al., 1994).

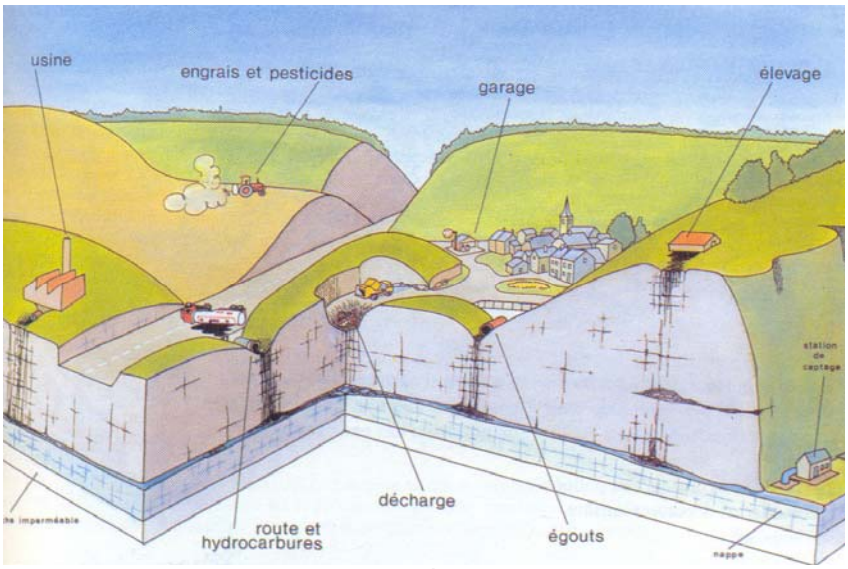


Fig. 6 - Pollution des eaux d'un système karstique (De Broyer et al., 1999).

Category	*Source type*	*Sources*
Heavy metals	Diffuse	Fertilizers, manure, atmospheric deposition, sewage sludge, pesticides containing metals, and line sources (e.g., motorways, railways, and sewerage systems)
	Point	Industrial sites, urban areas, landfills, mining disposal sites, waste and sludge disposal sites, and hazardous waste sites
Pesticides	Diffuse	Agriculture and atmospheric deposition
Natural organics and xenobiotics	Diffuse	Atmospheric deposition
	Point	Industrial sites, urban areas, landfills, mining disposal sites, waste and sludge disposal sites, hazardous waste sites, leaking storage tanks, and line sources
Acid and aluminum	Diffuse	Atmospheric deposition
Fertilizers (nitrogen and phosphate)	Diffuse	Agriculture and wastewater infiltration
Sludge and manure	Diffuse	Agriculture
	Point	Wastewater infiltration

Tableau 5 - Polluants de l'eau souterraine et quelques sources (Notenboom et al., 1994).

STATIONS / GROUPES	Salle des Draperies 1990	Salle des Draperies 1991	Entrée Réseau Sud 1990	Entrée Réseau Sud 1991
Plathelminthes				
Oligochètes				
Psammoryctides barbatus			◊	◊
Achètes				
Pisicola sp.	◊	◊	◊	◊
Mollusques				
Ancylus fluviatilis	◊	◊		
Hydrobiidae ind.				
Physa fontinalis	◊	◊	◊	◊
Pisidium cf amnicum	◊	◊		
Pisidium sp.	◊	◊		
Potamopyrgus jenkinsi ecarinata		◊		
Isopodes				
Asellus aquaticus	◊	◊		
Amphipodes				
Niphargus sp.	◊	◊		

Fig. 7 - Tableau récapitulatif de la faune récoltée dans la Grotte de Han-sur-Lesse (Belgique) (Chauvin 1990 ; 1991).

Michaelseniella nasuta Eisen		*Isotomiella minor* (Schäffer)
Henlea ventriculosa Udekem		*Heteromurus nitidus* (Templeton)
Eiseniella tetraedra Savigny		*Tomocerus minor* (Lubbock)
Eisenia rosea Savigny		*Lepidocyrtus curvicollis* Bourlet
Allobophora chlorotica (Savigny)		*Arrhopalites pygmaeus* Wankel
Dendrobaena rubida (Savigny)		*Neelus minimus* Willem
Dendrobaena subrubicunda (Eisen)		*Trechus micros* (Herbst)
Bimastus eiseni (Levinsen)		*Trechus quadristriatus* Schrank
Bimastus tenuis Eisen		*Trechus obtusus* Erichson
Octolasiumcyaneum Savigny		*Pterostichus strenuus* (Panzer)
Carychium minimum Müller		*Lagarus vernalis* (Panzer)
Discus rotundatus (Müller)		*Catops longulus* Kellner
Vitraea crystallina (Müller)		*Lesteva hanseni* Lohse
Oxychilus cellarius (Müller)		*Lesteva pubescens* Mannerheim
Pisidium casertanum (Poli)		*Ancyrophorus aureus* Fauvel
Proasellus hermallensis (Arcangeli)		*Ancyrophorus lucifugus* Fagel
Trichoniscoides pusillus Brandt		*Quedius mesomelinus* (Marsham)
Androniscus dentiger (Verhoeff)		*Atheta insecta* Thomson
Haplophtalmus mengei (Zaddach)		*Bradysia fenestralis* (Zett.)
Ligidium hypnorum (Cuvier)		*Bradysia fenestralis microcaveraria* Lengersdorf
Niphargus aquilex Schiödte		*Bradysia forficulata* (Bezzi)
Niphargus kochianus dimorphopus St. & Gl.		*Corynoptera ofenkaulis* (Lengersdorf)
Niphagus virei Chevreux		*Speolepta leptogaster* (Winnertz)
Niphargus fontanus Bate		*Culex pipiens* L.
Gammarus fossarum Koch		*Trichocera maculipennis* Meigen
Hypogastrura purpurescens (Lubbock)		*Limonia nubeculosa* (Meigen)
Schaefferia willemi (Bonet)		*Megaselia rufipes* (Meigen)
Anurida granaria (Nicolet)		*Oecothea praecox* Loew
Onychiurus severini (Willem)		*Hermiosina bequaerti* (Villeneuve)
Onychiurus furcifer (Börner)		*Terrilimosina racovitzai microps* (Duda)
Onychiurus sublegans Gisin		

Fig. 8 – Liste des invertébrés récoltés dans la Grotte de Han-sur-Lesse *et al.*, d'après Delhez 1999.

	Han
Mollusques	
gastéropodes	2
Crusatcés	
ostracodes	3
copépodes	2
amphipodes	3
Arachnides	
araignées	3
opilions	1
Myriapodes	7
Hexapodes	
collemboles	10
lépidoptères	1
diptères	7
coléoptères	12
Vertébrés	
chéiroptères	2
rongeurs	1

Fig. 9 - Bilan de l'exploration biologique de la Grotte de Han-sur-Lesse par Leruth en 1939.

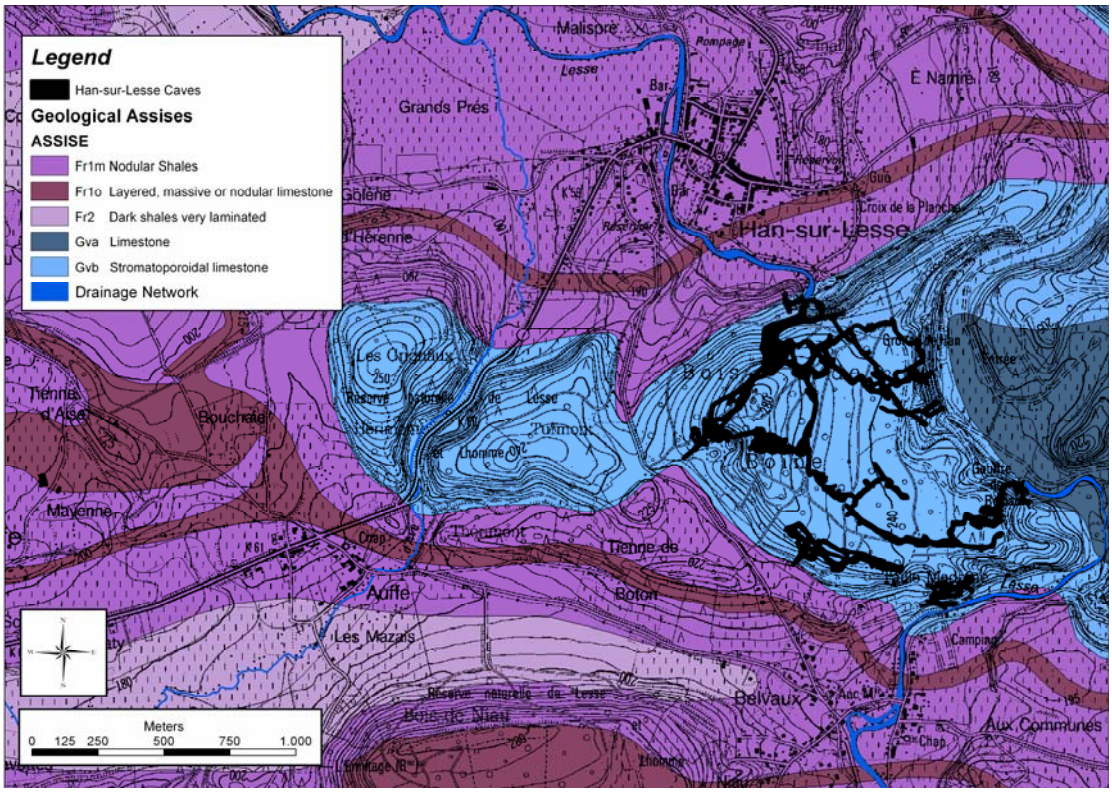


Fig. 1 – Carte géologique de la région de Han-sur-Lesse (d'après Forir, 1900).

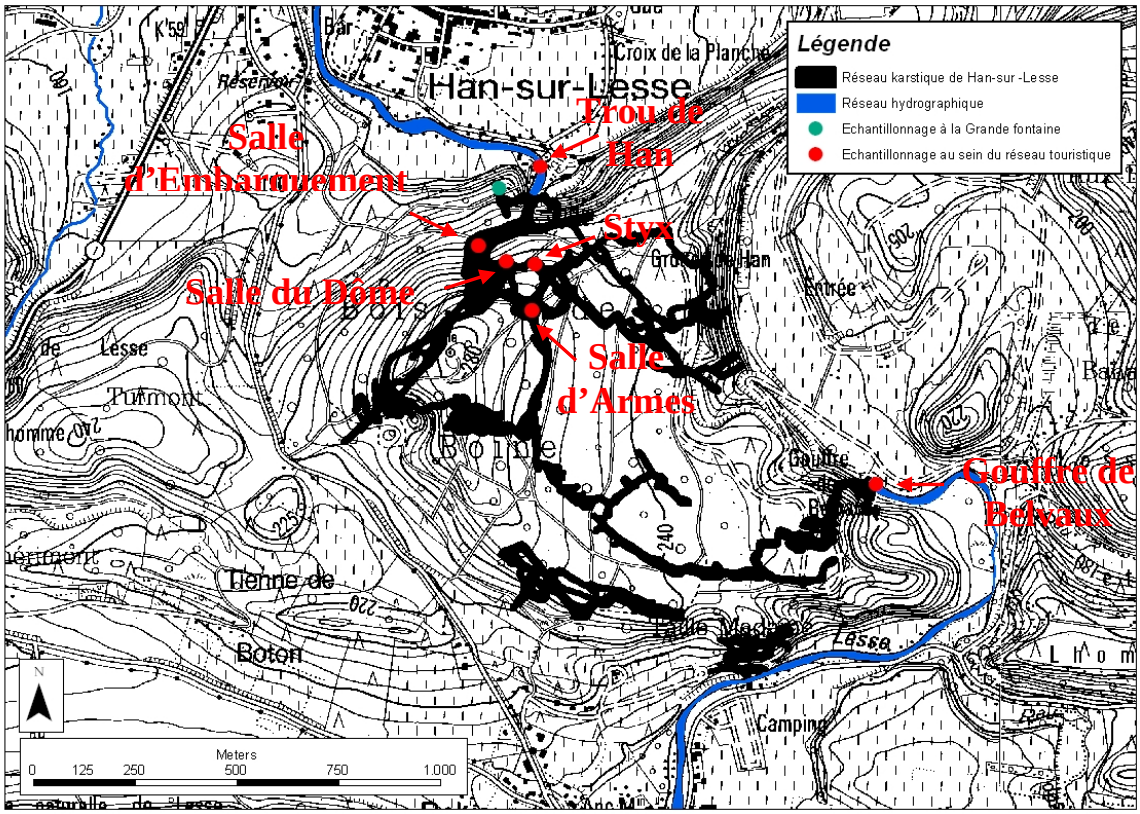


Fig. 2 – Présentation des sites échantillonnés.

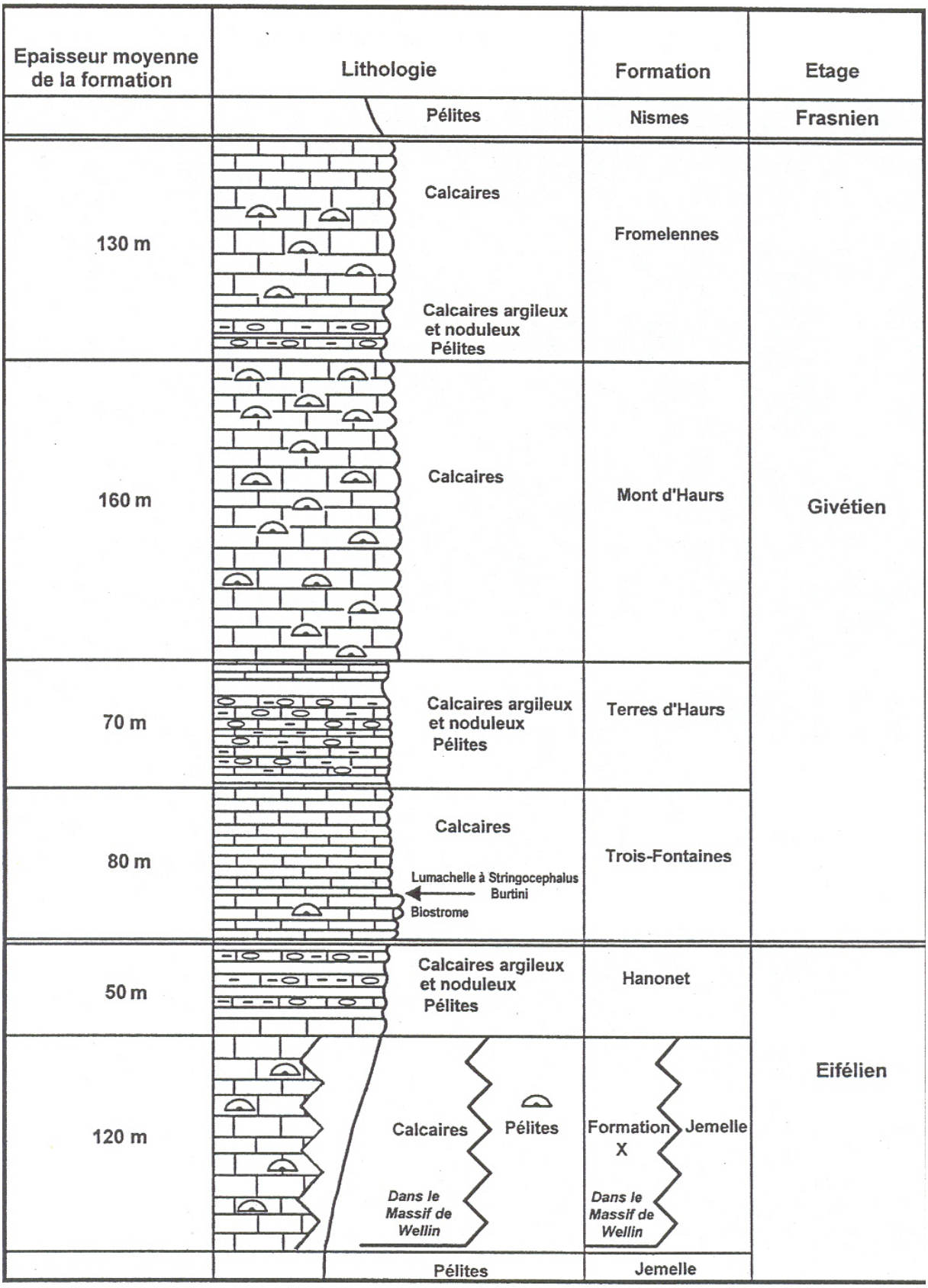


Fig. 3 – Colonne lithostratigraphique. Les formations rencontrées dans la grotte de Han-sur-Lesse sont les formations de Fromelennes, de Mont d'Haurs et de Terres d'Haurs (Havron et al., 2004).

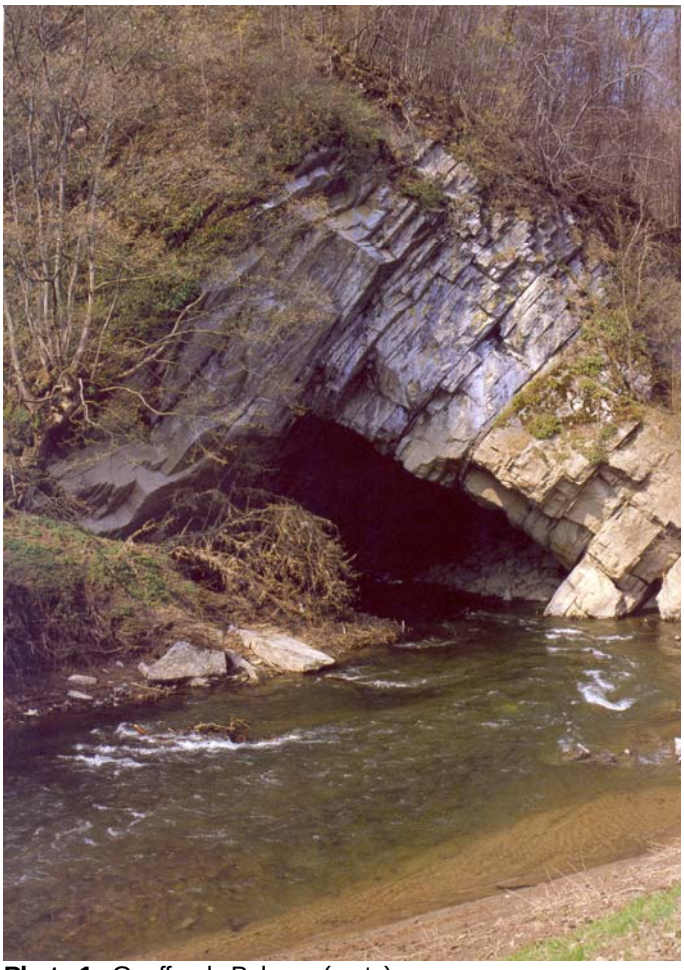


Photo 1 - Gouffre de Belvaux (perte).

Photo 2 - Salle d'Armes.

Photo 3 – Styx.

Photo 4 : Salle du Dôme.

Photo 5 - Salle du Dôme au sein de laquelle se retrouvent de nombreux débris végétaux.

Photo 6 - Salle d'Embarquement.

Photo 7 - Salle d'Embarquement.

Photo 8 - Trou de Han (résurgence).

Photo 9 - Quelques dizaines de mètres en aval du Trou de Han..

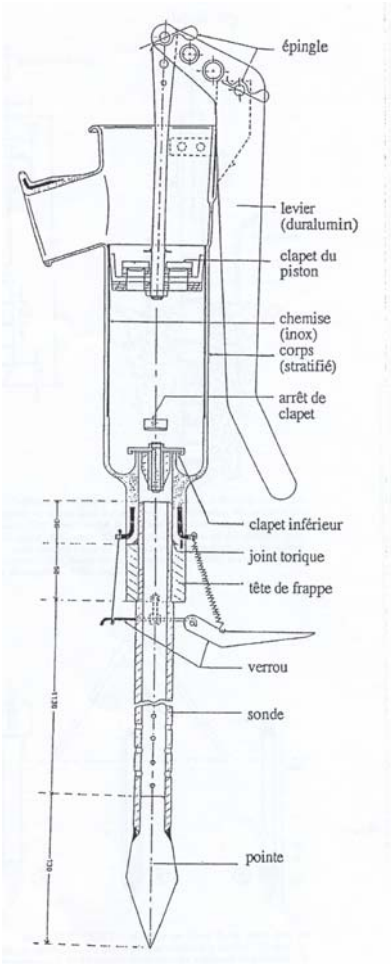


Fig. 4 - Pompe Bou-Rouch (Bou et Rouch, 1967 ; Bou, 1974 ; Malard et al., 2002).

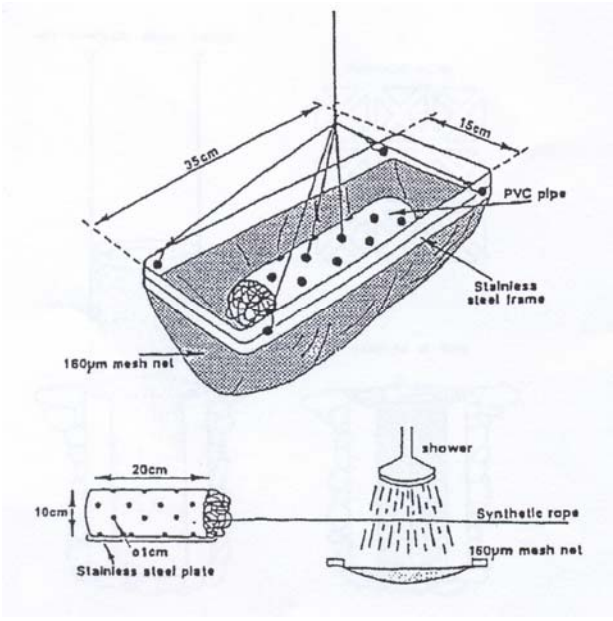


Fig. 5 - Substrat artificiel (Mathieu et al.,1991 ; Malard et al., 2002).

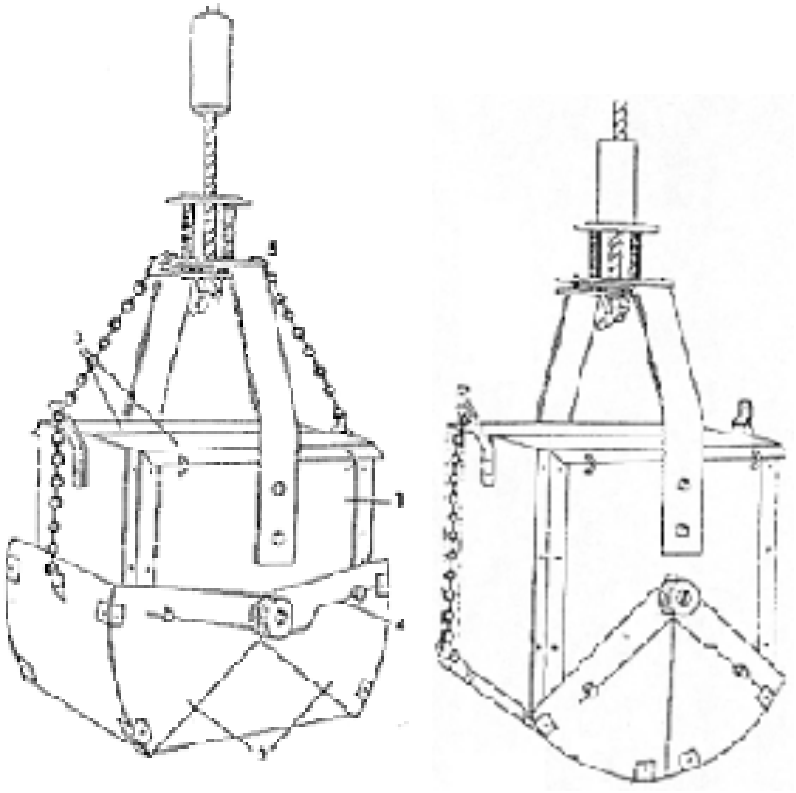


Fig. 6 - Benne de type Ekman-Lenz (Mathieu et al., 1991).

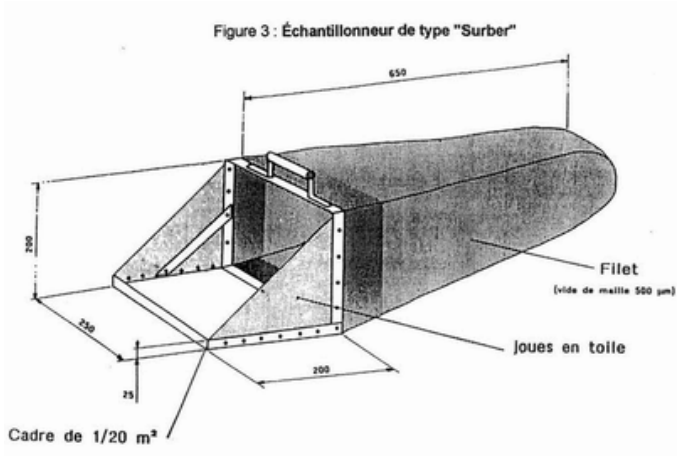


Fig. 7 - Filet échantillonneur de type surber (AFNOR, 1992).

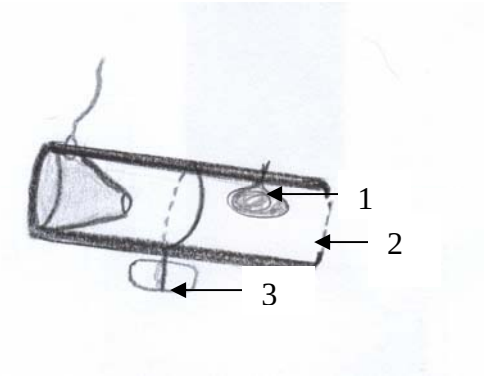


Fig. 8 - Piège à double fond. 1. appât. 2. Un filet de 160 µm de vide de maille constitue le fond du piège. 3. Lest (pierre).

Fig.9 - Sonde multiparamères : MiniSonde 4a 42094.

- 12-10-04 : Première visite de la grotte.
- 04-11-04 : Prélèvement de macro-invertébrés au Gouffre de Belvaux.
- 15-02-05 : Visite annulée suite aux fortes pluies.
- 17-02-05 : 1) Salle d'Embarquement : prélèvement de sédiments à l'aide de la benne (5 points d'échantillonnage) et récolte d'un échantillon d'eau.
  2) Grande Fontaine : récolte d'un échantillon d'eau, utilisation du surber. Avec la contrainte de ne pas retourner les sédiments.
- 23-03-05 : Salle d'Embarquement : récolte de sédiment avec la benne, récolte d'un échantillon d'eau.
- 24-03-05 : 1) Salle d'Embarquement : pose d'un substrat artificiel et d'un piège (contenant un appât) au niveau de la sonde. Récolte d'un échantillon d'eau.
  2) Grande Fontaine : idem mais piège sans appât.
- 31-03-05 : 1) T-H : mise en place du filet de dérive. Durée : 5h.
  2) Perte du piège placé le 24-03 dans la Salle d'Embarquement .
  3) Echantillonnage au filet à main de type « Surber » (pont bateau).
  4) Récolte du piège à la Grande Fontaine .
  5) Echantillons d'eau.01-04-05 : 1) T-H : filet de dérive.
  2) Transect dans la Salle d'Embarquement (grappin, données physico-chimiques, échantillons d'eau).
  3) Pose d'un substrat artificiel dans la Salle d'Embarquement.05-04-05: Grotte du Père-Noël : pose d'un substrat artificiel et échantillonnage d'eau.
- 20-04-05 : 1) Salle du Dôme : récolte d'invertébrés au filet « Surber » + échantillon d'eau + données physico-chimiques
  2) Salle d'Armes : idem.
  3) Trou de Han : récolte d'invertébrés au surber + échantillon d'eau et données physico-chimiques.21-04-05: Gouffre de Belvaux : échantillonnage au surber + échantillon d'eau et données physico-chimiques.28-04-05 : pose d'un substrat artificiel au Styx et échantillonnage d'eau et de macroinvertébrés au « Surber ».
- 07-06-05 : 1) Gouffre de Belvaux et Trou de Han : échantillonnage de macroinvertébrés au « Surber ».
  2) Pose du filet de dérive au Trou de Han.
  3) Récupération des substrats artificiels (Salle d'Embarquement , au niveau de la dérivation, Styx). Nous avons remarqué la perte du substrat artificiel de la Grande Fontaine.
  4) Echantillonnage d'eau.
- 08-06-05 : 1) Utilisation de la benne au niveau de la Salle d'Embarquement .
  2) Récolte d'invertébrés dans la Salle du Dôme et dans la Salle d'Armes.
  3) Echantillonnage d'eau.
- 05-07-05 : 1) Essai de la pompe Bou-Rouch.
  2) Récolte de sédiments dans la Salle d'Embarquement, la Salle d'Armes, la Salle du Dôme.
  3) Echantillonnage d'eau.

Encadré 1 - Lieux et dates d'échantillonnage.

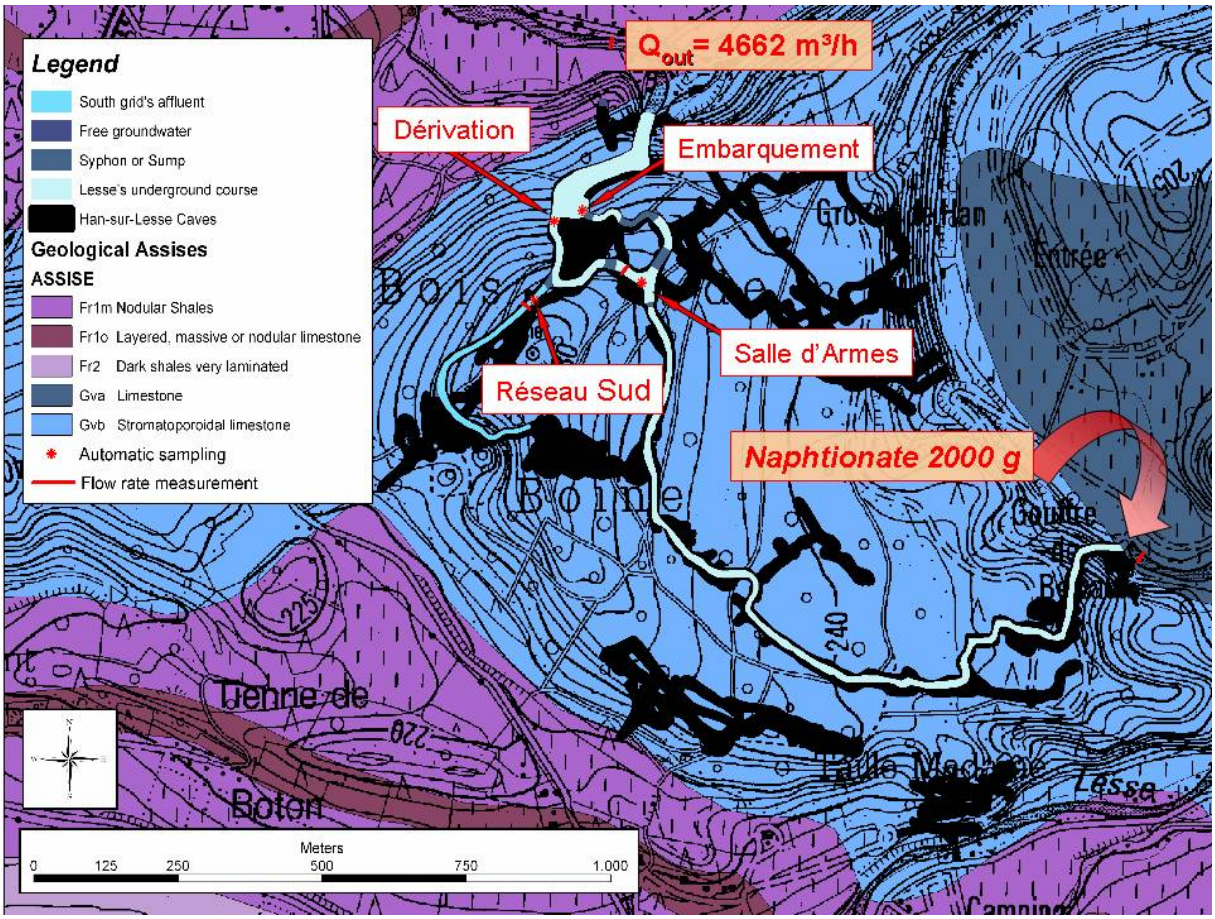


Fig. 1 – Traçage : traceur injecté et lieux d'échantillonnage d'eau.

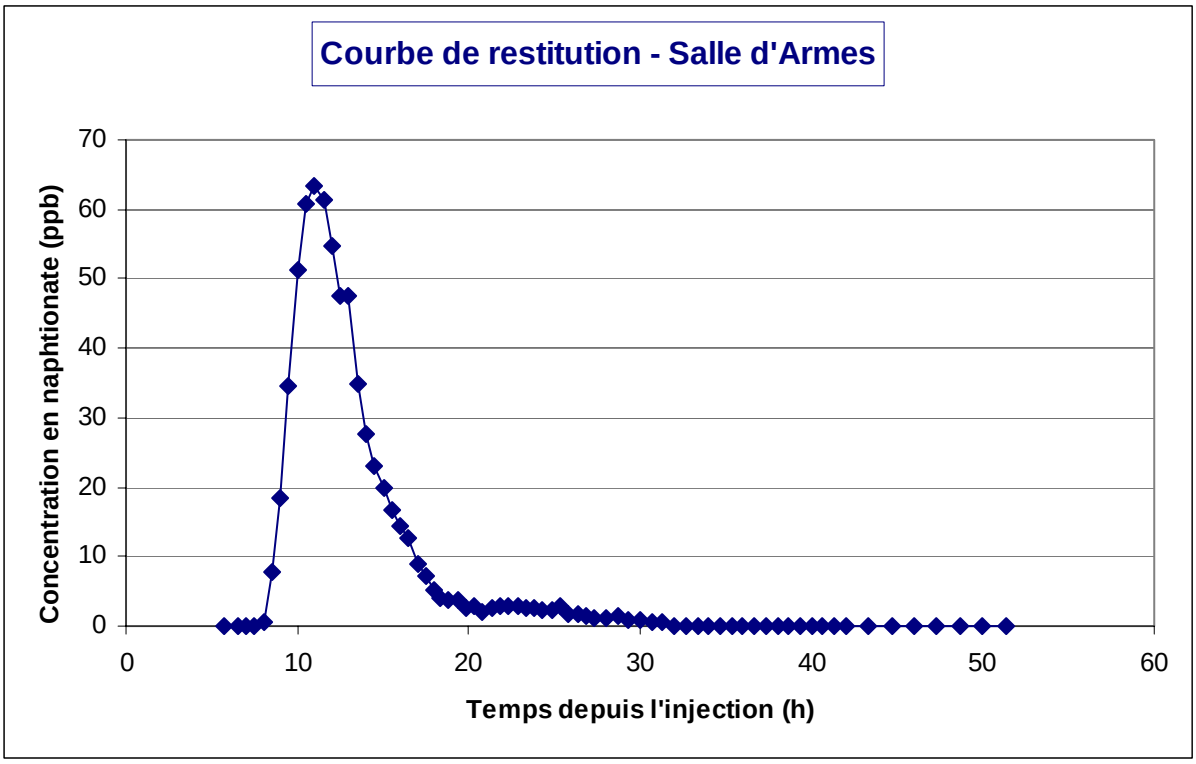


Fig. 2 - Courbe de restitution du naphtionate pour la Salle d'Armes.

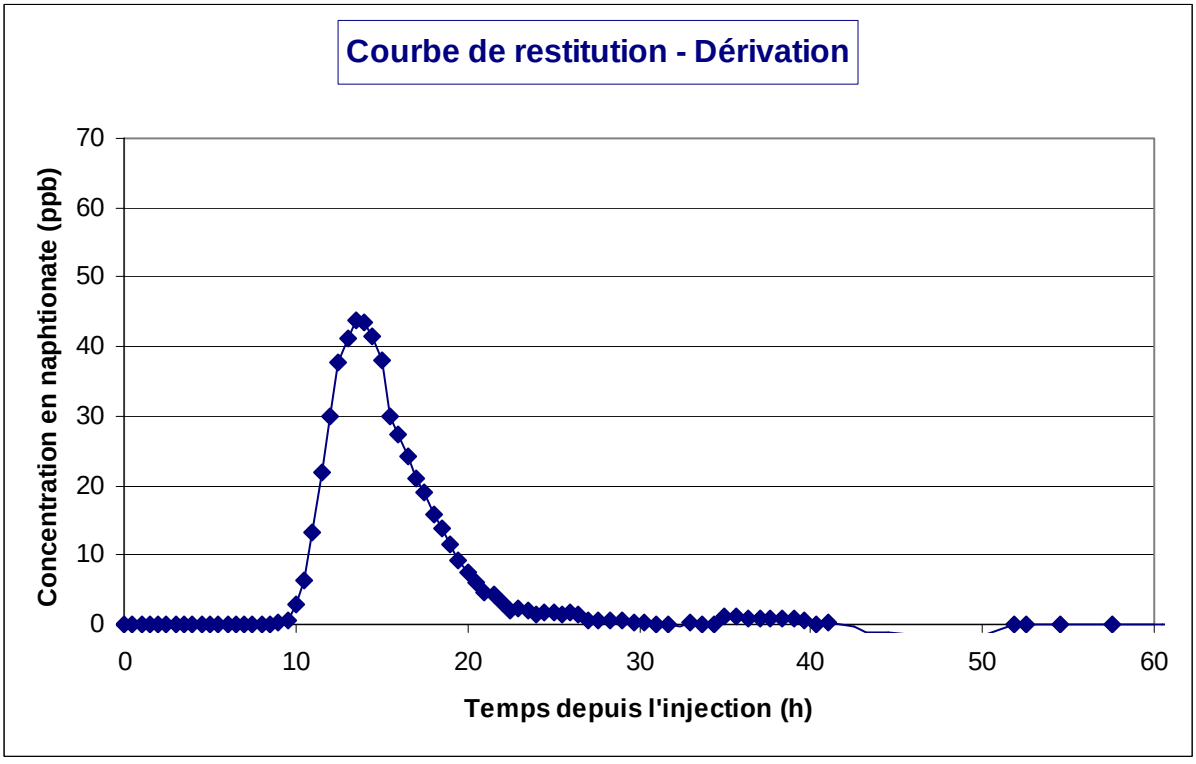


Fig. 3 - Courbe de restitution du naphtionate pour la Dérivation.

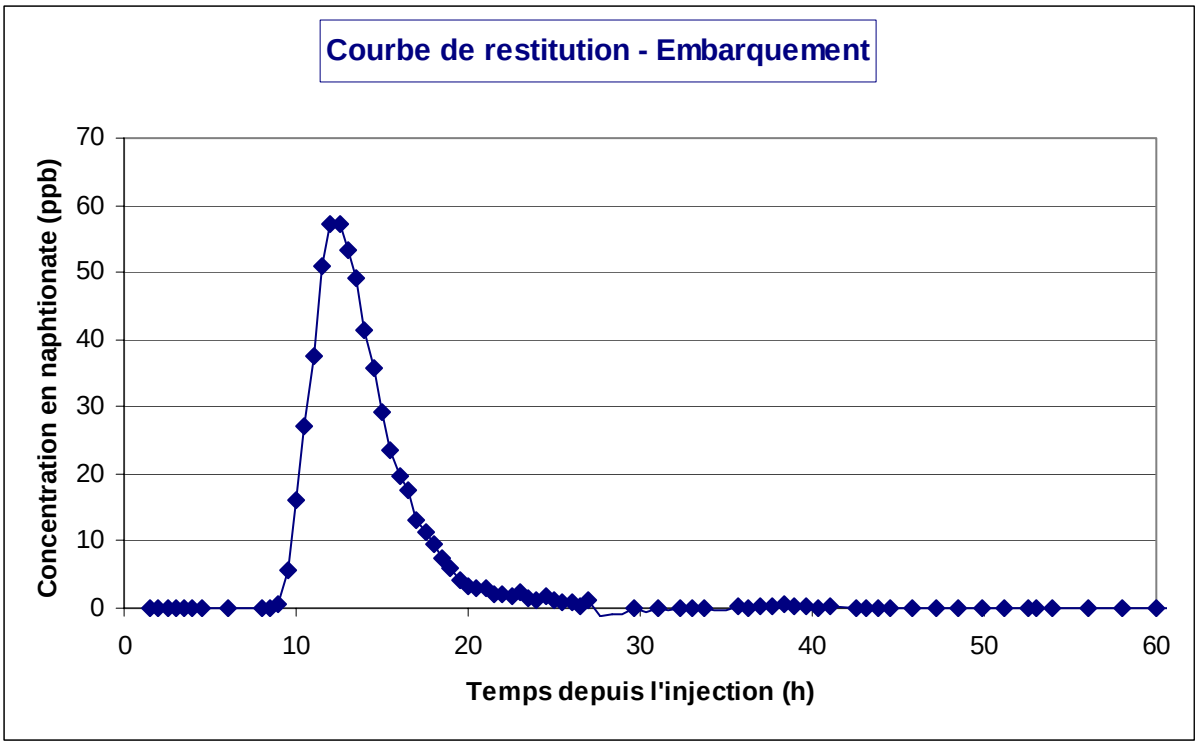
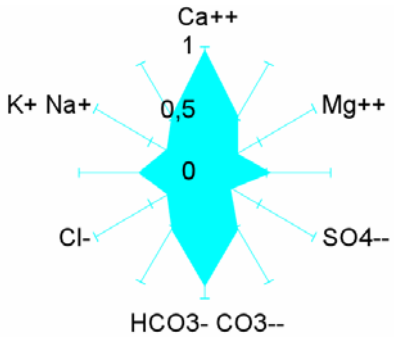


Fig. 4 - Courbe de restitution du naphtionate pour la Salle d'Embarquement.

Gouffre de Belvaux (20-04) (méq./l)



Trou de Han (20-04) (méq./l)

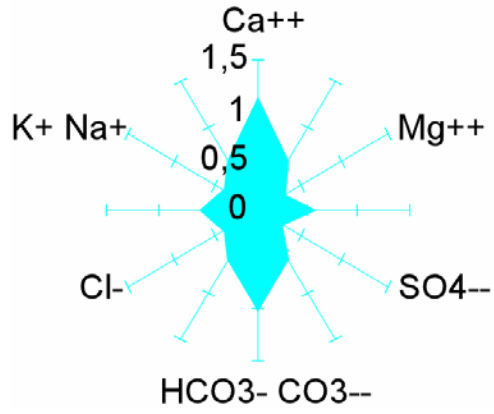


Fig. 5 et 6 – Diagrammes de Kufferath pour le Gouffre de Belvaux et le Trou de Han.

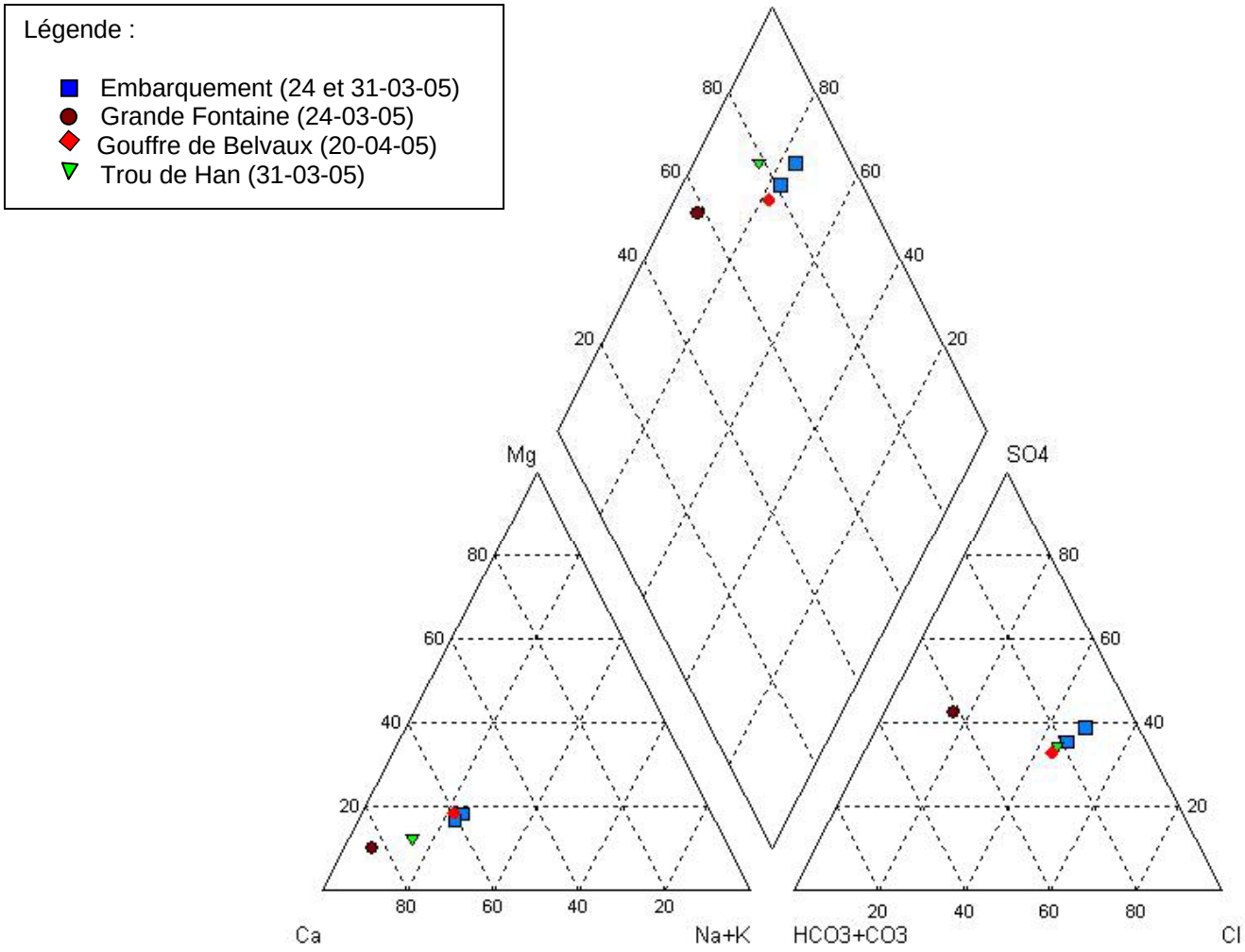


Fig. 7 – Diagramme de Piper.

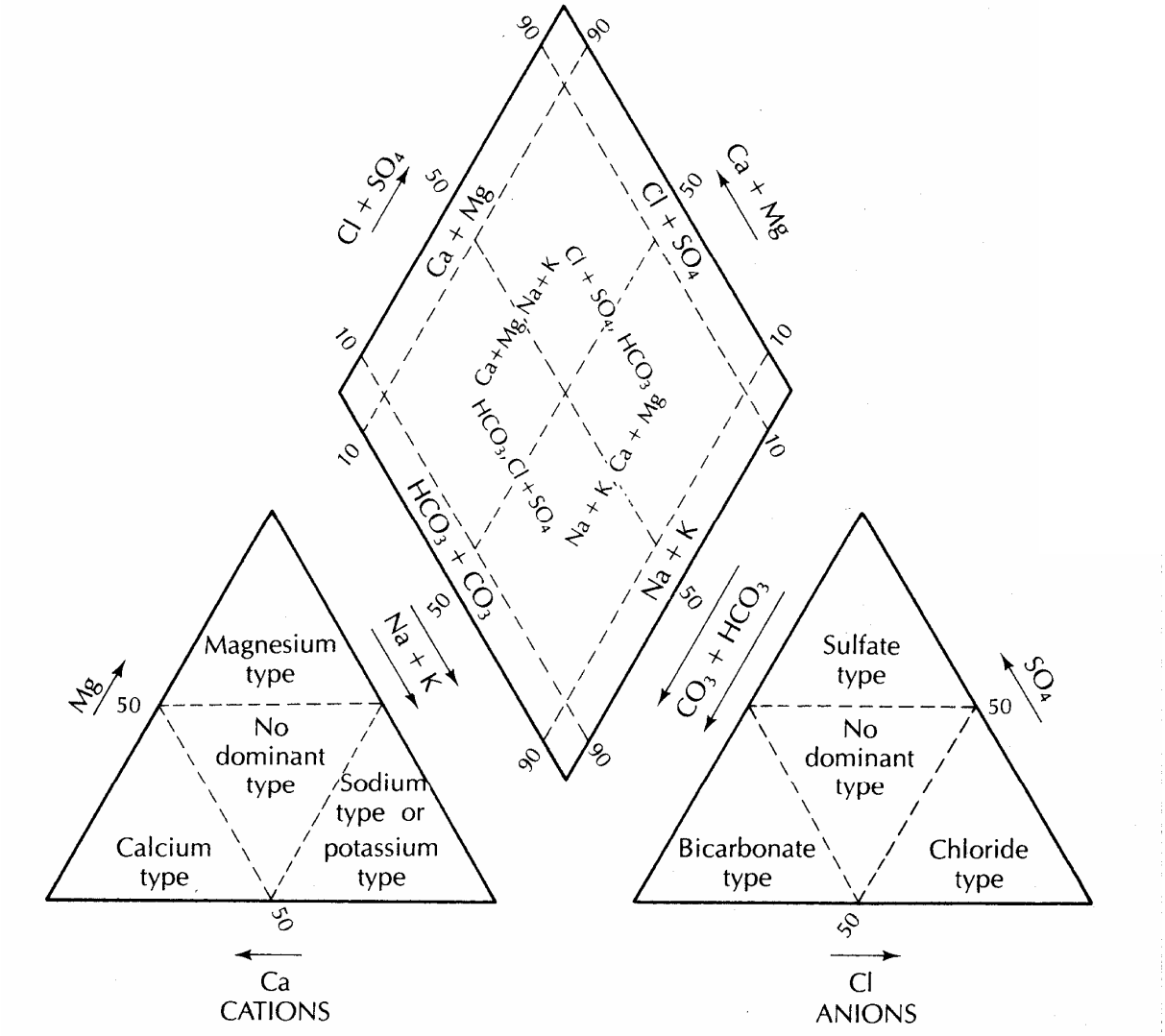
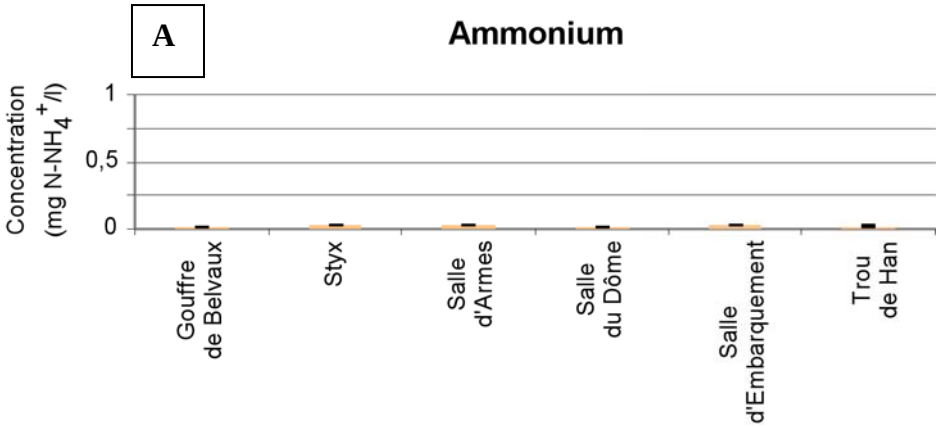
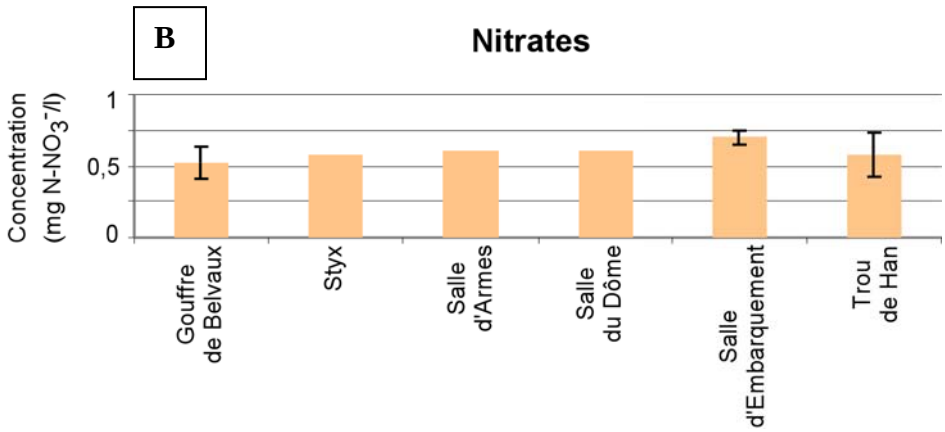
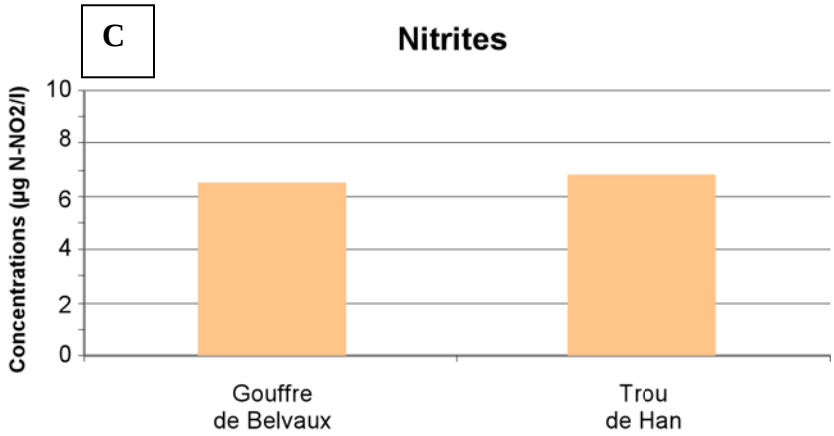


Fig. 8 – Classification hydrogéologique des eaux naturelles selon le diagramme triangulaire (Fetter, 2001).


A
Ammonium
Concentration (mg N-NH4+/l)
1
0,5
0
Gouffre de Belvaux
Styx
Salle d'Armes
Salle du Dôme
Salle d'Embarquement
Trou de Han


B
Nitrates
Concentration (mg N-NO3-/l)
1
0,5
0
Gouffre de Belvaux
Styx
Salle d'Armes
Salle du Dôme
Salle d'Embarquement
Trou de Han


C
Nitrites
Concentrations (µg N-NO2/l)
10
8
6
4
2
0
Gouffre de Belvaux
Trou de Han

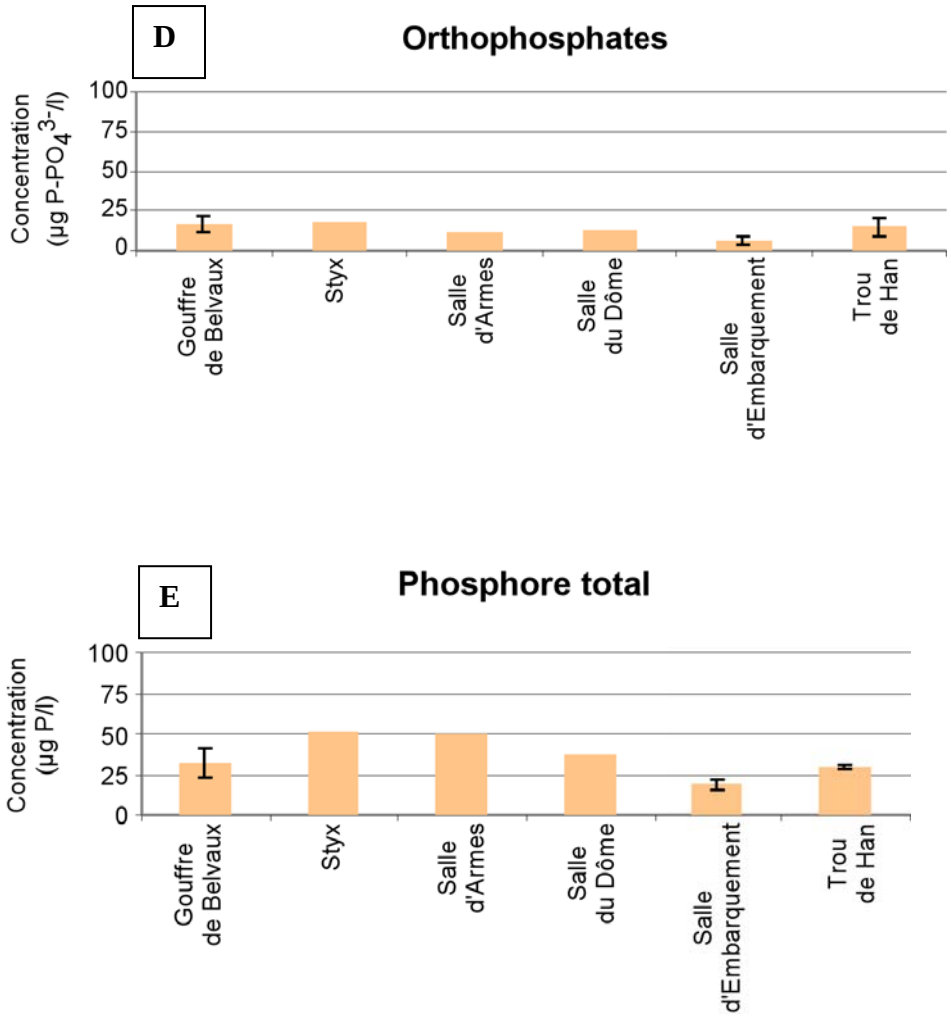


Fig. 9 – Concentrations en nutriments dissous mesurés dans le cadre de ce travail. A. Ammonium. B. Nitrates. C. Nitrites. D. Orthophosphates. E. Phosphore total.

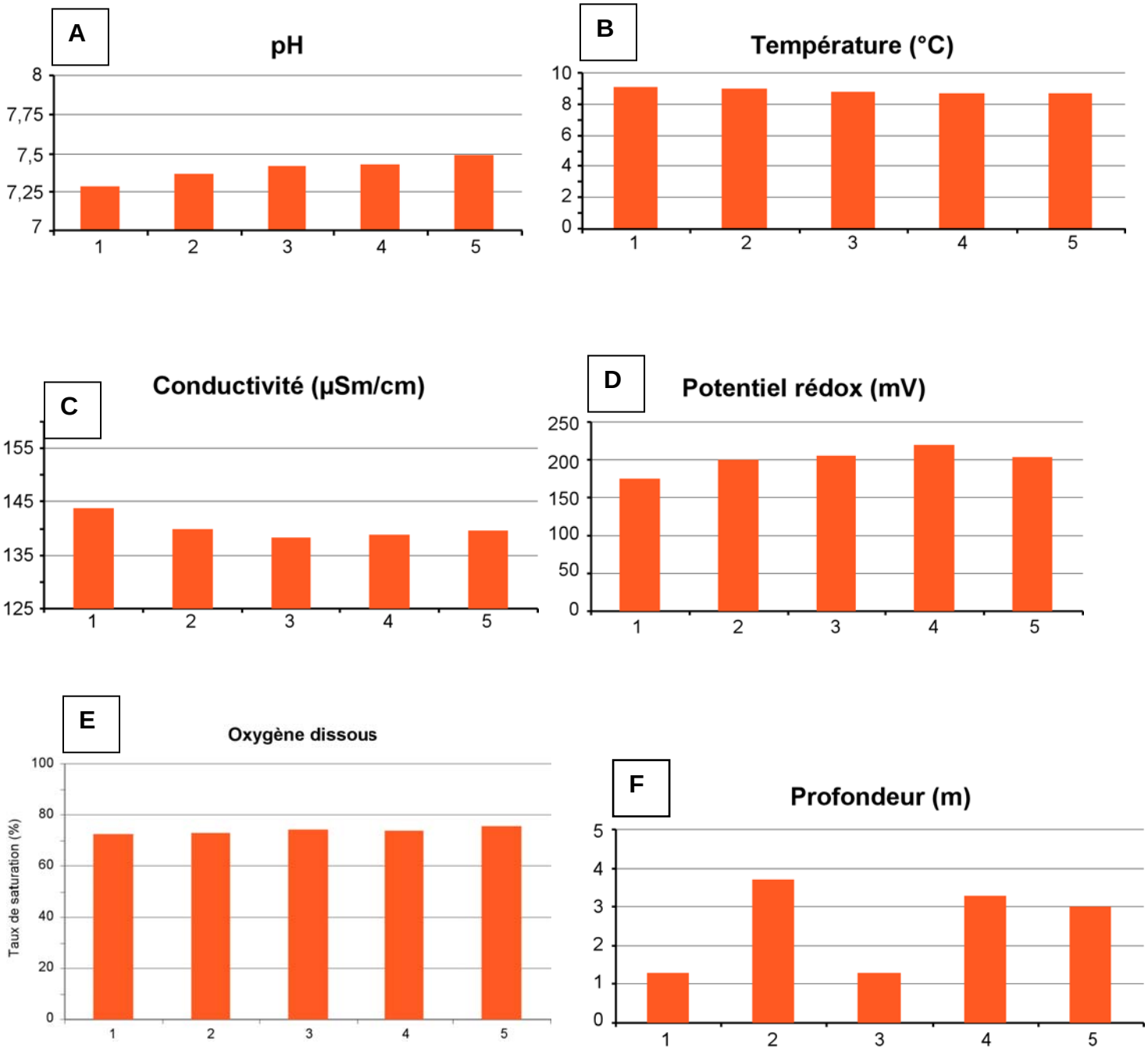
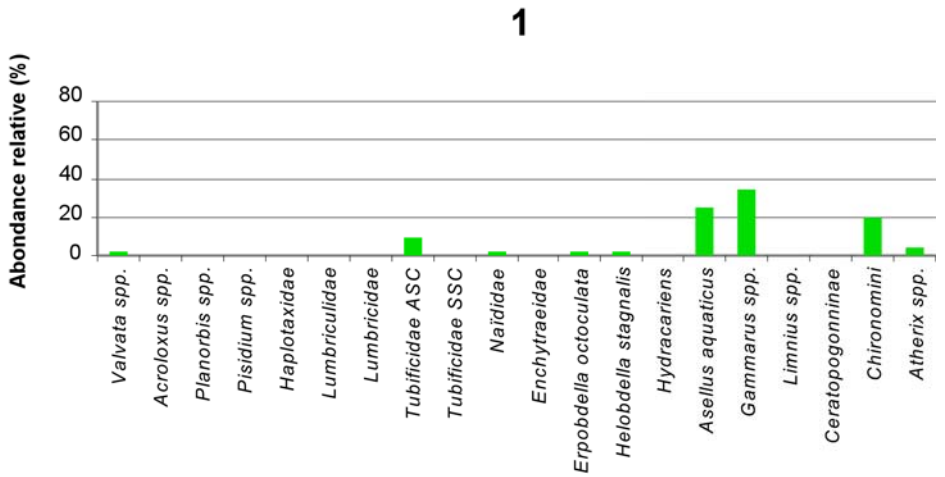
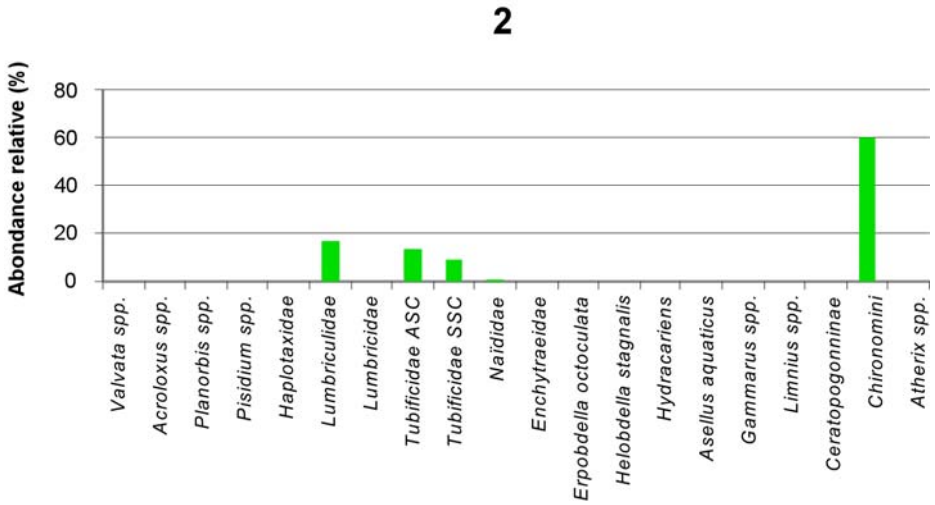
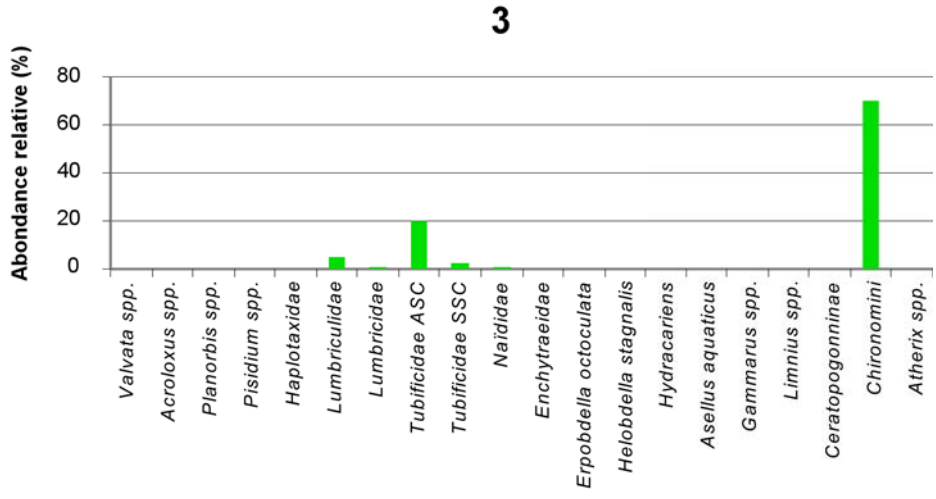


Fig. 11 – Paramètres physico-chimiques mesurés lors du transect dans la Salle d'Embarquement. A. pH. B. Température. C. Conductivité. D. Potentiel rédox. E. Oxygène dissous. F.Profondeur.


1
Abondance relative (%)
80
60
40
20
0
Valvata spp.
Acroloxus spp.
Planorbis spp.
Pisidium spp.
Haplotaxidae
Lumbriculidae
Lumbricidae
Tubificidae ASC
Tubificidae SSC
Naïdidae
Enchytraeidae
Erpobdella octoculata
Helobdella stagnalis
Hydracariens
Asellus aquaticus
Gammarus spp.
Limnius spp.
Ceratopogonninae
Chironomini
Atherix spp.


2
Abondance relative (%)
80
60
40
20
0
Valvata spp.
Acroloxus spp.
Planorbis spp.
Pisidium spp.
Haplotaxidae
Lumbriculidae
Lumbricidae
Tubificidae ASC
Tubificidae SSC
Naïdidae
Enchytraeidae
Erpobdella octoculata
Helobdella stagnalis
Hydracariens
Asellus aquaticus
Gammarus spp.
Limnius spp.
Ceratopogonninae
Chironomini
Atherix spp.


3
Abondance relative (%)
80
60
40
20
0
Valvata spp.
Acroloxus spp.
Planorbis spp.
Pisidium spp.
Haplotaxidae
Lumbriculidae
Lumbricidae
Tubificidae ASC
Tubificidae SSC
Naïdidae
Enchytraeidae
Erpobdella octoculata
Helobdella stagnalis
Hydracariens
Asellus aquaticus
Gammarus spp.
Limnius spp.
Ceratopogonninae
Chironomini
Atherix spp.

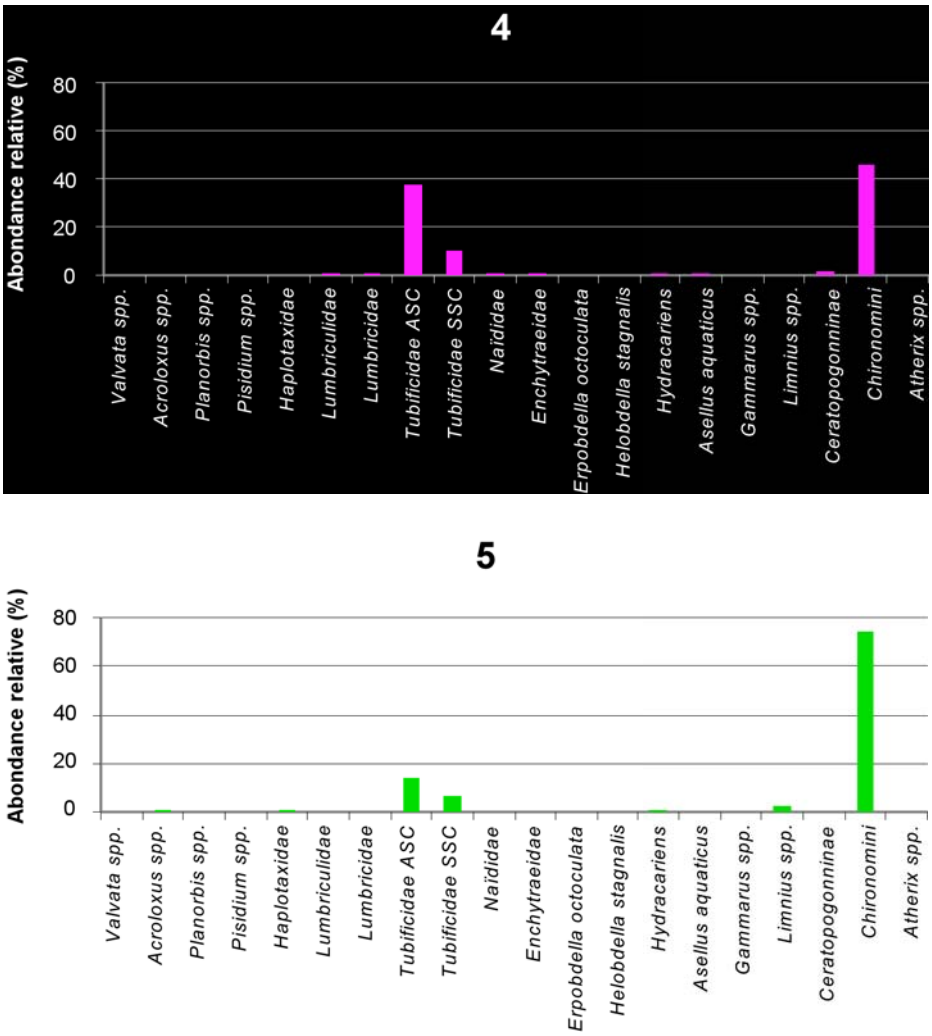


Fig. 12 – Transect : distribution des macroinvertébrés récoltés. Les points 1 à 5 correspondent aux endroits échantillonnés.

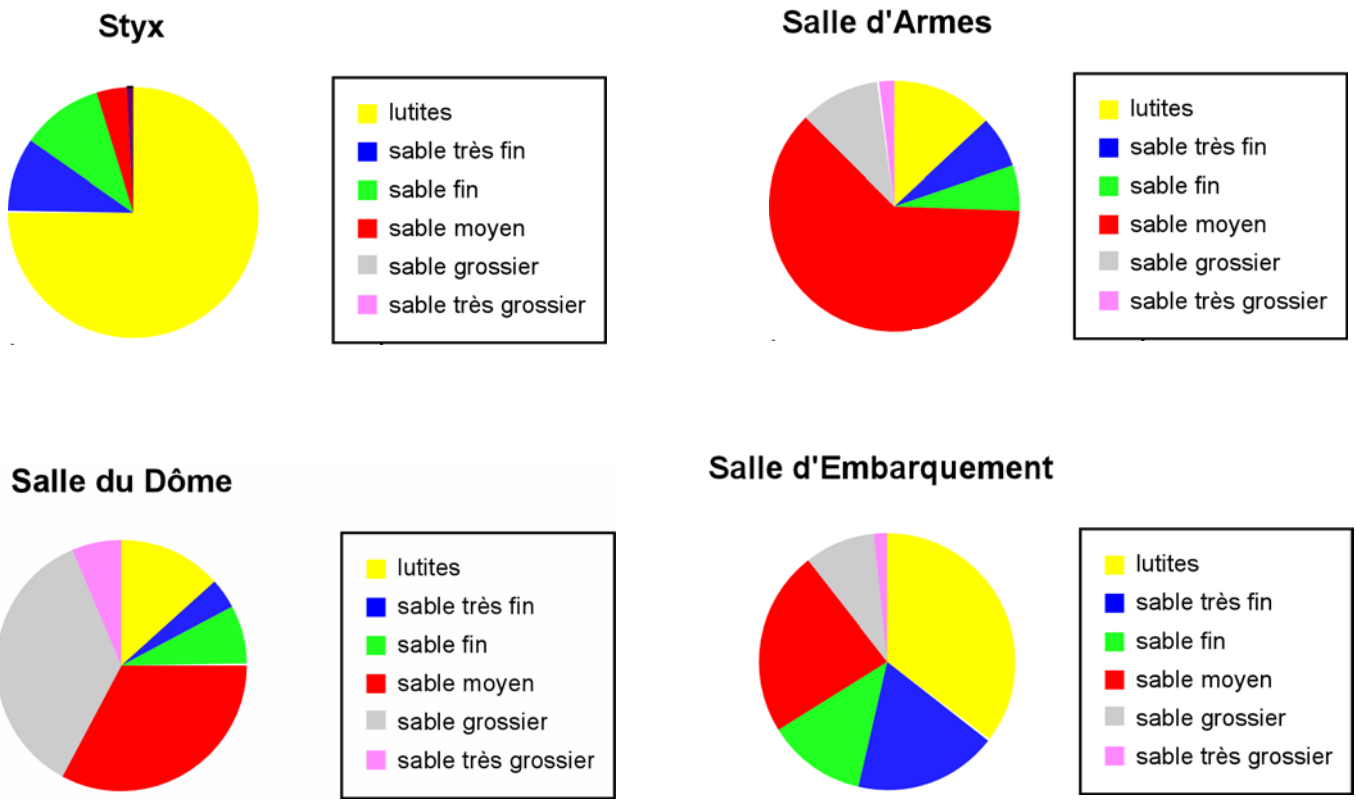


Fig. 15 – Proportions des grains dans les différentes phases granulométriques.

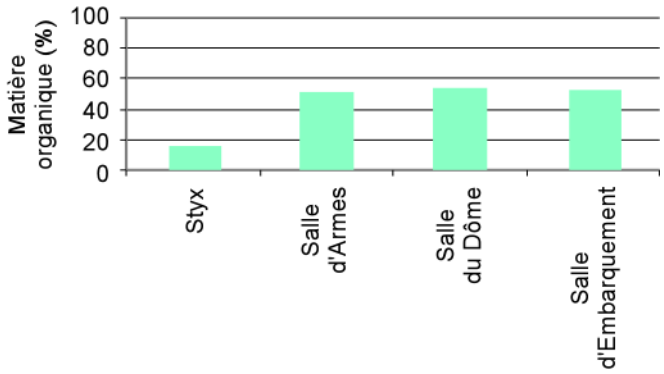


Fig. 16 – Estimation du pourcentage en matière organique contenue dans les sédiments.

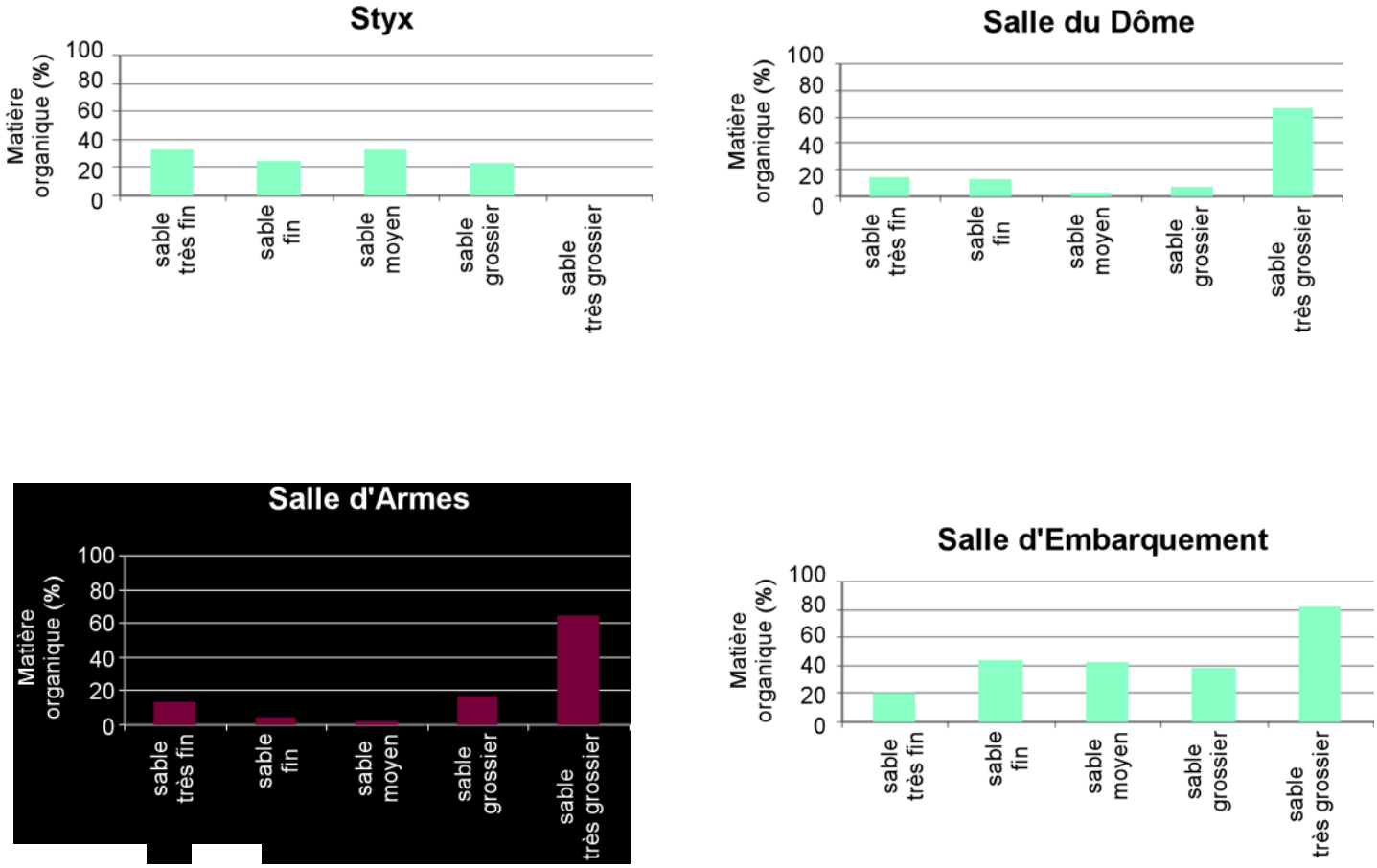


Fig. 17 - Répartition de la matière organique parmi les différentes phases granulométriques.

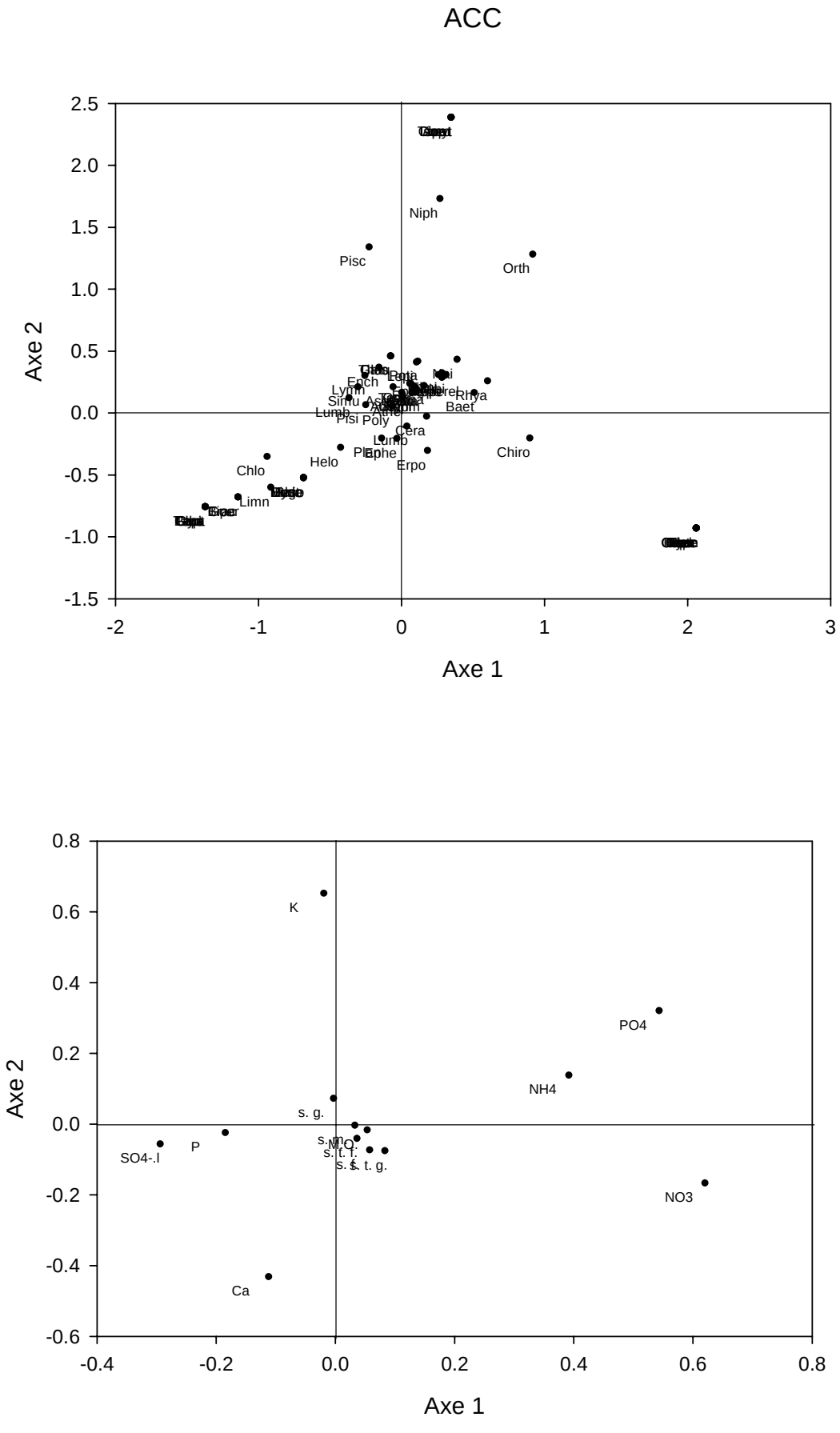


Fig. 18 – Graphes de l'ACC dans le plan ½ pour les taxons et les sites.

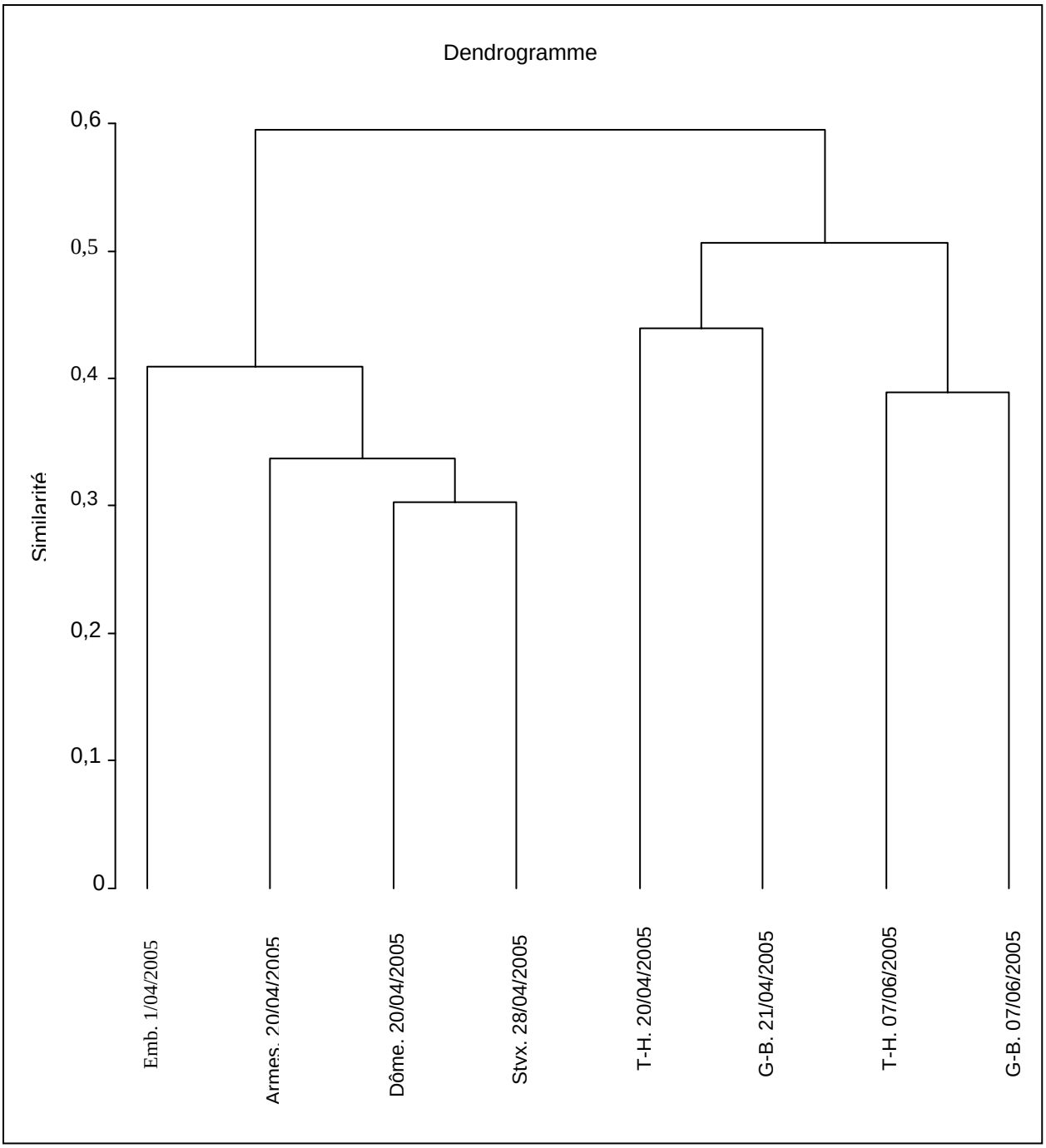
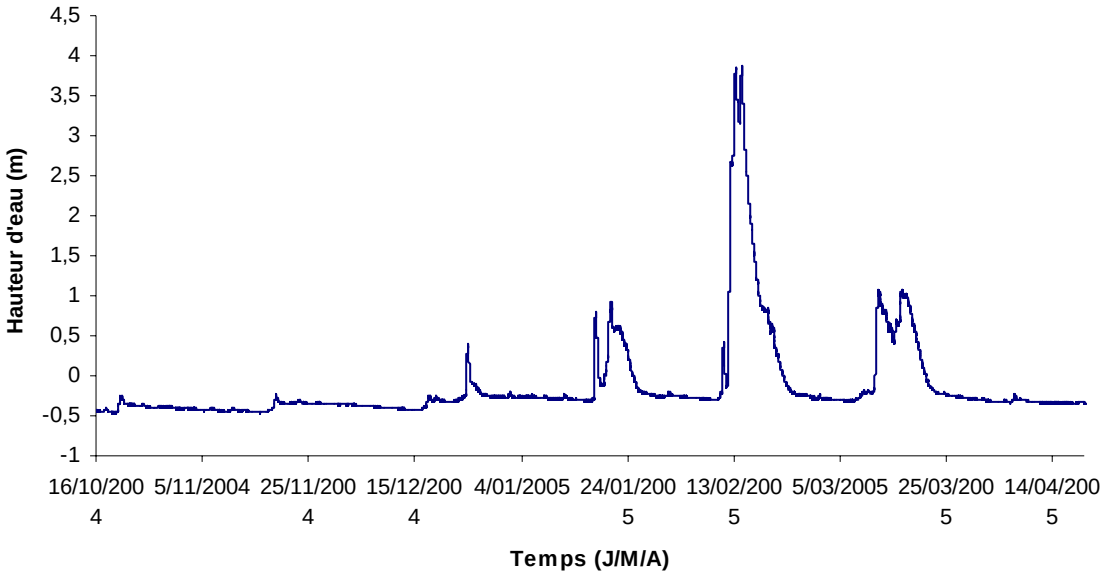
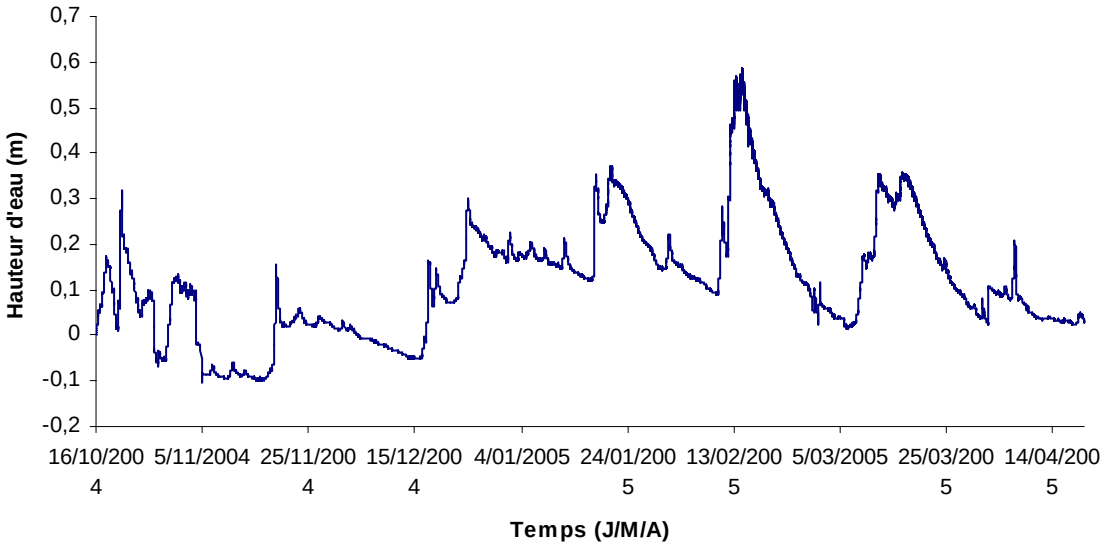


Fig. 19 – Dendrogramme de la CAH pour les sites.

Fluctuations du niveau de la Lesse au Gouffre de belvaux du 16/10/04 au 21/04/05



Fluctuations du niveau dela Lesse à la sortie des grottes de Han du 16/10/2004 au 20/04/2005



		Trou de Han 04/11/2004		Salle d'Embarquement 17/02/		Salle d'Embarquement 23/03/		Salle d'Embarquement 1/04/2 1		Salle d'Embarquement 1/04/2 2		Salle d'Embarquement 1/04/2 3		Salle d'Embarquement 1/04/2 4		Salle d'Embarquement 1/04/2 5		Trou de Han 20/04/2005		Salle d'Armes 20/04/2005		Gouffre de Belvaux 21/04/200	
		Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%
Gastéropodes																							
Valvatidae	*Valvata spp.*	0	0	0	0	0	0	1	1,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiidae	*Potamopyrgus jenkinsi*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2	1	0,1	0	0
Ancylidae	*Ancylus fluviatilis*	8	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	17	0	0	2	0,5
Acroloxidae	*Acroloxus spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	2	0,4	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	*Planorbis spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	1	0,2	3	0,5	0	0	0	0
Lamellibranches																							
Lymneaeidae	*Lymnaea spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	3,5	0	0	1	0,2
Sphaeriidae	*Sphaerium spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
	Pisidium spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	0	0	0	0	27	1,9	1	0,2
Plathelminthes																							
Dugesiidae	*Dugesia spp.*	1	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2
Oligochètes																							
Haplotaxidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,4	11	1,9	0	0	7	1,6
Lumbriculidae		0	0	19	32	36	26	0	0	50	16	5	4,6	2	0,6	1	0,2	0	0	0	0	0	0
Lumbricidae		3	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,9	4	1,2	0	0	0	0	0	0	16	3,7
Tubificidae ASC		0	0	20	33	50	37	5	9,6	42	14	22	20	121	37	64	14	46	8	370	26	12	2,8
Tubificidae SSC		0	0	0	0	5	3,7	0	0	28	9,1	3	2,8	32	9,8	30	6,6	0	0	0	0	0	0
Naïdidae		0	0	4	6,7	8	5,9	1	1,9	2	0,7	1	0,9	2	0,6	1	0,2	5	0,9	0	0	5	1,2
Enchytraeidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,6	1	0,2	0	0	0	0	0	0
Achètes																							
Piscicolidae	*Piscicola geometra*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0
Erpobdellidae	*Erpobdella octoculata*	0	0	1	1,7	0	0	1	1,9	0	0	0	0	1	0,3	0	0	2	0,3	0	0	7	1,6
Glossiphoniidae	*Helobdella stagnalis*	0	0	0	0	0	0	1	1,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,7
	Glossiphonia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
	Hemiclepsis marginata	2	3,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Batracobdella paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudidae	*Haemopis sanguisuga*	2	3,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracariens		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	0	0	2	0,6	2	0,4	0	0	0	0	0	0
Crustacés																							
Asellidae	*Asellus aquaticus*	0	0	0	0	0	0	13	25	0	0	0	0	2	0,6	0	0	7	1,2	0	0	0	0
Gammaridae	*Gammarus spp.*	8	13	0	0	0	0	18	35	0	0	0	0	0	0	1	0,2	80	14	0	0	100	23
Niphargidae	*Niphargus spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Ephéméroptères																							
Ephemeridae	*Ephemera danica*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	3	0,7
Heptageniidae	*Rhithrogena spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,7
	Epeorus spp.	1	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Electrogena spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ecdyonurus spp.	5	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Heptagenia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	*Baetis spp.*	20	31	0	0	1	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	4,7	0	0	65	15
Caenidae	*Caenis spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerellidae	*Ephemerella spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Torleya major	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	*Leptophlebia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1,7	0	0	0	0
	Habrophlebia spp.	3	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Paraleptophlebia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0
Insectes Plécoptères																							
Capniidae	*Capnia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctridae	*Leuctra spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chloroperlidae	*Chloroperla spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0
Perlodidae	*Isoperla spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Hétéroptères																							
Mesoveliidae	*Mesovelia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2
Insectes Coléoptères																							
Ad. Hydraenidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2
La. Gyrinidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0	0	0
La. Elmidae	*Limnius spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	2,2	3	0,5	0	0	3	0,7
Insectes Diptères																							
Simuliidae	*Tr. Simuliini*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	12	0	0	15	3,5
Ceratopogonidae	*S.f. Ceratopogoninae*	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	0	0	6	1,8	1	0,2	0	0	2	0,1	1	0,2
Chironomidae	*S.f. Orthocladiinae lato sensu*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0,6	0	0
	S.f. Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	17	0	0	0	0
	Tr. Chironomini	0	0	16	27	36	26	10	19	183	60	76	70	148	46	338	74	0	0	1000	71	100	23
	Tr. Tanytarsini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thaumaleidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	2,9	0	0	4	0,9
Limoniidae	*Tr. Pediciini*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,7
Tabanidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0	0	0
Athericidae	*Atherix spp.*	0	0	0	0	0	0	2	3,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,9
Insectes Trichoptères																							
Rhyacophilidae	*Rhyacophila spp.*	3	4,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	2	0,5
	Hyporhyacophila spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hyperrhyacophila spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossosomatidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,7	0	0	0	0
Polycentropodidae	*Polycentropus*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0
Hydropsychidae	*Hydropsyche*	8	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	2,3	0	0	34	7,9
	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,5	0	0	0	0
Brachycentridae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,7	0	0	2	0,5
Lepidostomatidae	*Lepidostoma hirtum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1,7	0	0	8	1,9
Odontoceridae	*Odontocerum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goeridae	*Goera pilosa*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1,6	0	0	2	0,5
Limnephilidae	*S.f. Limnephilinae*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	2,4	0	0	24	5,6
	Tr. Limnephilini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nemotaulius punctatolineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Apataniinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Apatania spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Drusinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Odonates																							
Calopterygidae	*Calopteryx spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Collemboles		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total d'individus		64	100	60	100	136	100	52	100	307	100	108	100	325	100	454	100	577	100	1411	100	430	100

		Salle du Dôme 20/04/2005		Styx 28/04/2005		Salle du Dôme 08/06/2005		Salle d'Embarquement (piège)		Salle d'Embarquement 08/06/		Trou de Han 07/06/2005		Salle d'Embarquement (piège		Trou de Han 07/06/2005		Styx (piège) 07/06/2005		Salle d'Armes 08/06/2005		Gouffre de Belvaux 07/06/200		Salle d'Embarquement 08/06/	
		Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%	Nb d'ind.	%
Gastéropodes																									
Valvatidae	*Valvata spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiidae	*Potamopyrgus jenkinsi*	0	0	65	11	5	0,7	14	1,3	4	2,5	0	0	5	2,6	0	0	85	18	28	7,4	1	0,1	0	0
Ancylidae	*Ancylus fluviatilis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	2,9	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acroloxidae	*Acroloxus spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	*Planorbis spp.*	2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lamellibranches																									
Lymneaeidae	*Lymnaea spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Sphaeriidae	*Sphaerium spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pisidium spp.	15	1,8	122	20	58	7,9	0	0	6	3,8	2	0,3	1	0,5	0	0	182	39	37	9,8	3	0,4	0	0
Plathelminthes																									
Dugesiidae	*Dugesia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochètes																									
Haplotaxidae		0	0	3	0,5	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	1,5	0	0
Lumbriculidae		0	0	5	0,8	0	0	4	0,4	1	0,6	4	0,6	0	0	0	0	0	0	30	7,9	85	11	0	0
Lumbricidae		0	0	2	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,5	2	0,3	0	0
Tubificidae ASC		100	12	55	9	296	40	70	6,3	55	35	6	0,9	4	2,1	0	0	25	5,4	120	32	14	1,8	19	61
Tubificidae SSC		341	41	0	0	27	3,7	30	2,7	5	3,2	1	0,1	0	0	0	0	0	0	13	3,4	0	0	7	23
Naïdidae		0	0	0	0	22	3	2	0,2	3	1,9	14	2	0	0	0	0	0	0	5	1,3	1	0,1	0	0
Enchytraeidae		16	1,9	0	0	1	0,1	0	0	1	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,5	1	0,1	0	0
Achètes																									
Piscicolidae	*Piscicola geometra*	0	0	0	0	1	0,1	2	0,2	0	0	4	0,6	0	0	0	0	0	0	1	0,3	0	0	0	0
Erpobdellidae	*Erpobdella octoculata*	5	0,6	2	0,3	6	0,8	2	0,2	0	0	4	0,6	0	0	0	0	26	5,6	0	0	9	1,1	0	0
Glossiphoniidae	*Helobdella stagnalis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Glossiphonia spp.	20	2,4	0	0	20	2,7	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	4	0,9	1	0,3	1	0,1	0	0
	Hemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Batracobdella paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudidae	*Haemopis sanguisuga*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracariens		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacés																									
Asellidae	*Asellus aquaticus*	101	12	0	0	102	14	829	75	0	0	3	0,4	112	58	4	16	48	10	1	0,3	2	0,3	0	0
Gammaridae	*Gammarus spp.*	71	8,6	12	2	178	24	139	13	2	1,3	89	13	49	25	21	84	66	14	32	8,4	165	21	0	0
Niphargidae	*Niphargus spp.*	0	0	1	0,2	0	0	1	0,1	0	0	2	0,3	1	0,5	0	0	3	0,6	0	0	0	0	0	0
Insectes Ephéméroptères																									
Ephemeridae	*Ephemera danica*	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	3	0,8	5	0,6	0	0
Heptageniidae	*Rhithrogena spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Epeorus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Electrogena spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,4	0	0
	Ecdyonurus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Heptagenia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,5	0	0
Baetidae	*Baetis spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	6,2	0	0	0	0	0	0	0	0	325	41	0	0
Caenidae	*Caenis spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Ephemerellidae	*Ephemerella spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	11	0	0	0	0	0	0	0	0	67	8,5	0	0
	Torleya major	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Leptophlebiidae	*Leptophlebia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Habrophlebia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Paraleptophlebia spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Plécoptères																									
Capniidae	*Capnia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0
Leuctridae	*Leuctra spp.*	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0	2	0,3	0	0
Chloroperlidae	*Chloroperla spp.*	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perlodidae	*Isoperla spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Hétéroptères																									
Mesoveliidae	*Mesovelia spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Coléoptères																									
Ad. Hydraenidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La. Gyrinidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La. Elmidae	*Limnius spp.*	6	0,7	0	0	2	0,3	0	0	0	0	5	0,7	1	0,5	0	0	0	0	0	0	5	0,6	0	0
Insectes Diptères																									
Simuliidae	*Tr. Simuliini*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	12	1,5	0	0
Ceratopogonidae	*S.f. Ceratopogoninae*	4	0,5	10	1,6	1	0,1	2	0,2	0	0	3	0,4	0	0	0	0	2	0,4	4	1,1	0	0	0	0
Chironomidae	*S.f. Orthocladiinae lato sensu*	0	0	0	0	3	0,4	0	0	1	0,6	110	16	0	0	0	0	0	0	0	0	16	2	0	0
	S.f. Tanypodinae	64	7,7	60	9,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tr. Chironomini	74	9	273	45	3	0,4	14	1,3	80	51	159	23	15	7,8	0	0	23	4,9	100	26	2	0,3	5	16
	Tr. Tanytarsini	1	0,1	0	0	5	0,7	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Thaumaleidae		1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limoniidae	*Tr. Pediciini*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athericidae	*Atherix spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Trichoptères																									
Rhyacophilidae	*Rhyacophila spp.*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	13	1,6	0	0
	Hyporhyacophila spp.	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	1	0,1	4	2,1	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
	Hyperrhyacophila spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0,8	0	0
Glossosomatidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	*Polycentropus*	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	*Hydropsyche*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	8,4	0	0	0	0	0	0	0	0	25	3,2	0	0
	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachycentridae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidostomatidae	*Lepidostoma hirtum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	3,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	*Odontocerum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Goeridae	*Goera pilosa*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae	*S.f. Limnephilinae*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tr. Limnephilini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nemotaulius punctatolineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Apataniinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Apatania spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S.f. Drusinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
Insectes Odonates																									
Calopterygidae	*Calopteryx spp.*	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes Collemboles		1	0,1	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total d'individus		826	100	611	100	732	100	1109	100	158	100	699	100	193	100	25	100	465	100	379	100	790	100	31	100