université de bretagne occidentale

Étude et conservation des invertébrés cavernicoles

Master Gestion et Conservation de la Biodiversité

Gaël Cardinal Lundi 8 février 2016

Sommaire

1. Introduction 3

2. Les invertébrés des milieux souterrains 5

2.1. Écologie 5

2.1.1. Classification de la biodiversité souterraine 5

2.1.2. Adaptations à la vie souterraine 6

2.1.3. Répartition biologique 7

2.2. Méthodes d'études et d'échantillonnages adaptées 8

3. Importance et dégradation des milieux souterrains 10

3.1. Habitats d'intérêts pour l'homme 10

3.2. Des habitats perturbés 12

3.3. Des espèces en danger 14

4. La gestion et la conservation des espèces et des habitats 15

4.1. Augmenter les connaissances scientifiques 15

4.2. Définition des priorités 15

4.3. Une protection, mais à quelle échelle ? 16

4.4. La conservation : moyens, méthodes, applications 19

4.4.1. Conserver par la loi 19

4.4.2. Conserver par l'éducation 19

4.4.3. Une gestion sur le terrain 20

5. Conclusion 21

6. Bibliographie 21

1. Introduction

De nombreuses marques de connaissances d'espèces cavernicoles ont été reportées au cours des siècles, comme la gravure sur os d'un orthoptère *Troglophilus,* 12000 ans avant le présent (Chopard, 1928) et bien d'autres mentions équivalentes ultérieures. En France, la première découverte d'un taxon typiquement souterrain est réalisée en 1836 en région parisienne (Juberthie, 2005), mais la recherche systématique d'espèces particulières à ces milieux débute peu après, dans les Pyrénées. En 1896, le premier laboratoire d'étude souterraine est créé par Armand Viré dans les catacombes du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris. Au XIXe siècle, l'Amérique et l'Europe sont les zones les plus prospectées, la science s'étend ensuite à d'autres régions de par le monde. C'est donc à partir du ce siècle que la biospéologie (i.e étude des espèces souterraines) connait un tournant majeur. La création de l'institut Biospeologica à Cluj, en Roumanie, reconnu aujourd'hui à un niveau international (Negrea, 2007) et la publication par Émile Racovitza du fameux article de 1907, qui résume les connaissances acquises, en donnant notamment une classification des espèces cavernicoles selon des critères encore inchangés, tout en éclairant le futur de la discipline (Juberthie, 2005), élèvent la biospéologie au rang de science à part entière. Cependant, de nombreux auteurs s'accordent sur l'absence encore relativement importante de données concernant la biodiversité souterraine (Deharveng et al., 2009 ; Reddell, 1994), promettant de nombreuses découvertes à venir.

Les milieux souterrains sont divers, allant du sol aux terriers en passant par les aquifères. Ils peuvent être formés naturellement, par le jeu d'activités climatologiques, géologiques et hydrologiques, être façonnés par et pour les espèces vivantes.
Dans cette synthèse ne se basant que sur les systèmes souterrains relativement accessibles pour des études scientifiques, plusieurs types de grottes y seront potentiellement représentés, comme les cavités tectoniques ou volcaniques et les grottes glaciaires. Mais la grande majorité des travaux sur les milieux souterrains, liés notamment à leur biodiversité associée, se déroule dans les zones karstiques.
Le karst est une structure géomorphologique issue de l'érosion des différentes roches solubles (principalement calcaires), par de l'eau circulant ou se stockant dans le sol et constituant par elle-même un habitat particulier sur lequel nous reviendrons, celui des

eaux souterraines. Les roches carbonatées des zones karstiques sont donc fracturées par la dissolution chimique, les eaux pluviales s'infiltrent et détermine le flux dynamique des eaux souterraines. Le karst n'est pas indépendant du milieu extérieur, le schéma suivant (figure 1), explique les interactions entre les différents compartiments biologiques (Goldscheider, 2012).

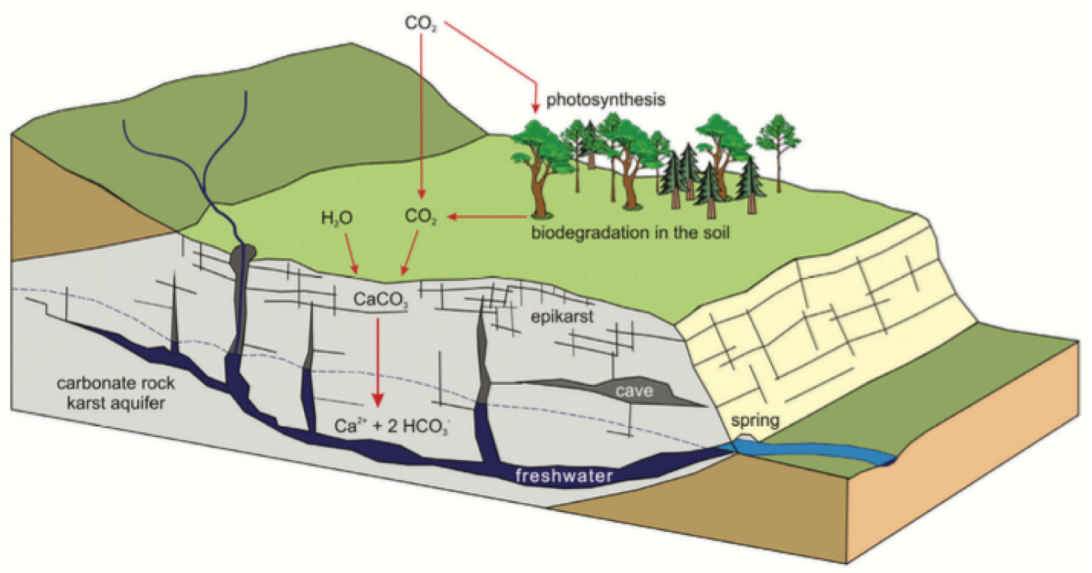


Figure 1 : schéma du système karstique, de ses ressources naturelles et des processus physico-chimique (Goldscheider, 2012)

Dans ces habitats, la description écologique divise généralement en trois parties distinctes la grotte ou cave (Poulson and White, 1969) : la zone d'entrée, la partie intermédiaire où les températures peuvent varier et la zone profonde, isotherme et plongée dans le noir complet.

Les cavernes peuvent être séparées en trois catégories selon le diamètre d'entrée (Hamilton-Smith, 2001a) : les microcavernes dont le diamètre ne dépasse pas 0,1 cm, les mésocavernes comprises entre 0,1 et 20 cm et les macrocavernes de plus de 20 cm de diamètre, sur lesquelles la majorité des études sont tournées, par souci d'accessibilité.

Les plus célèbres habitants des cavernes sont les chiroptères, la bibliographie regorgeant d'études sur ces mammifères. Il a été décidé, pour cette étude, de ne pas tenir compte de ce groupe pourtant bien représenté dans ces milieux, composé d'espèces parapluies. De même, la présence de végétaux dans les zones de pénombre est documentée (Hamilton-Smith, 2001a). Mais, par souci d'intégrité, cette synthèse ne sera concentrée que sur les invertébrés souterrains, en parcourant leurs caractéristiques propres et les méthodes d'échantillonnages particulières qu'ils obligent. Ces invertébrés vivent dans des écosystèmes utiles à l'homme, mais qui restent pourtant menacés. Cette contextualisation des enjeux nous permettra enfin de considérer l'écologie de la conservation appliquée aux systèmes souterrains, de l'évaluation des priorités de gestion aux moyens adaptés mis en œuvre.

2. Les invertébrés des milieux souterrains

2.1. Écologie

2.1.1. Classification de la biodiversité souterraine

Les invertébrés cavernicoles, *largo sensus*, peuvent être séparés en deux grands groupes : ceux vivant dans les eaux souterraines tout ou partie de leur cycle de développement ; les autres. Les premiers, dont l'affixe de leurs différentes dominations est *stygo*, par référence au fleuve mythologique Styx qui traverse les enfers, sont les espèces d'eau de surface retrouvées accidentellement dans les eaux souterraines (stygoxène) et les espèces d'eau souterraine obligatoire (stygobionte) que l'on retrouve dans les grottes (Ferreira et al., 2007a).

En comptant également les espèces vivant hors de l'eau, sur et dans les parois, le plafond ou le sol de la grotte, la classification se fait en fonction de leurs degrés d'affinité à l'environnement souterrain, la dénomination utilisant l'affixe *troglo*, du grec *trou*. On trouve tout d'abord les trogloxènes, espèces accidentelles des grottes ; les hémitroglophiles, qui ne trouvent dans ces mêmes endroits qu'une partie de leurs besoins ; les troglophiles, espèces cavernicoles que l'on peut rencontrer également dans des habitats de surface équivalents en terme de paramètres écologiques et enfin les

troglobies, espèces exclusivement cavernicoles et profondément adaptées à la vie dans ce milieu (Bajomi, 1969). La suite de la synthèse sera davantage tournée vers le groupe des troglobies et des stygobies, vivant obligatoirement en zone souterraine, car les priorités de conservation et donc des études associées sont majoritairement issues de ces espèces. Cependant, la zone d'entrée des grottes à une importance significative pour un grand nombre d'animaux (chiroptères, oiseaux...) qui trouve ici des zones de gîte idéales tout en évitant la prédation (Culver David and Boris, 2002). Les premiers mètres de la caverne constituent donc un réservoir non négligeable de biodiversité. Nous en parlerons peu, ici, puisque les invertébrés troglobies et stygobies ont leur cycle de développement dans les parties plus profondes des cavernes. Nous renvoyons, pour aller plus loin, à la multitude de publications traitant de l'entrée des grottes, des espèces associées et de mesures de protection pour ces zones là.

Les groupes d'invertébrés comprenant des troglobies sont divers. Dans les Pyrénées, par exemple, FAILLE (n.d.), cite des représentants parmi les plathelminthes, les gastéropodes (la plupart étant des stygobies), les arachnides, bien représentés (pseudoscorpionides, opilionides, palpigrades, aranéides, acariens), les crustacés (à dominance stygobie), de nombreux ordres d'insectes (dont ceux dit ''primitifs'' comme les collemboles) et des myriapodes. Mais la faune des eaux souterraines permet à des représentants du groupe des poissons et des amphibiens de coloniser également ces milieux.

2.1.2. Adaptations à la vie souterraine

Nous reprenons ici les informations citées par Hubart (1999) qui précisent l'écologie des troglobies et des stygobies. Ils connaissent par évolution des modifications liées à leur adaptation à la vie dans les grottes, celles le plus souvent retenues étant la dépigmentation, l'anophtalmie relative, la pseudophysogastrie (''les élytres, soudés, forment une chambre au-dessus de l'abdomen'') et l'allongement des appendices et des soies sensorielles. Cependant, d'autres modifications interviennent au niveau physiologique, comme la diminution jusqu'à l'extrême de l'autorégulation thermique et hydrique, les reproductions et développements souvent fortement ralentis par le basculement de stratégies R vers des stratégies K... Ces dernières adaptations

permettraient, toujours selon Hubart, 1999, de différencier les troglobies des endogés profonds, dont les milieux de vie possèdent des caractéristiques communes mais se distinguent par une dissemblance des ressources trophiques. En effet, les organismes hétérotrophes des grottes et cavernes utilisent pour subsister des ressources rares et dépendantes des aléas extérieurs (Gunn et al., 2000).

Les facteurs influençant les assemblages d'invertébrés dans les grottes dépendent de l'histoire évolutive de chaque taxon, de leurs capacités de dispersion et leurs interactions, l'hétérogénéité de l'habitat et les gradients environnementaux qui agissent, dans les grottes, comme des filtres que les espèces peuvent ou ne peuvent pas traverser (Gibert et al., 2009).

2.1.3. Répartition biologique

La diversité faunistique dépend des régions étudiées, le nombre d'habitats favorables étant plus ou moins important. La Belgique, comme exemple d'un pays européen, fait état d'une quarantaine d'espèces (un tiers de troglobies, deux tiers de stygobies) inféodées aux grottes (Hubart, 1999). La Géorgie, à l'Est de l'Europe, possède également plus d'une quarantaine d'espèces cavernicoles strictes avec une majorité de stygobies (Buhlmann, 2001). Plus globalement, si l'on étudie 6 pays d'Europe (Belgique, France, Italie, Portugal, Slovénie et Espagne), en 2006, on peut trouver jusqu'à 930 espèces affectionnant les eaux souterraines (Deharveng et al., 2009), nombre largement dominé par les crustacés stygobies (757 espèces). Dans une autre grande région, l'Amérique du Nord, les valeurs de 927 (Culver et al., 2000) et 1307 (Peck, 1997) espèces troglobies peuvent être retrouvées, au total, sur 48 États adjacents, tandis que Reddell (1981) mentionne 317 espèces troglobies entre les caves du Mexique, Guatemala et Belize. Les stygobies étant estimés plus nombreux que les troglobies par les réseaux hydrographiques qui constituent des moyens de dispersion efficaces (lamoreux, 2004). Il est estimé que la richesse spécifique mondiale se situe entre 10,000 et 100,000 espèces terrestres et/ou aquatiques cavernicoles obligatoires (Culver and Holsinger, 1992),

Il est ainsi évident, par ces quelques chiffres, que la biodiversité cavernicole, pouvant parfois sembler relativement faible à l'échelle d'un pays, l'est beaucoup moins lorsque l'on considère un territoire d'ensemble. Ceci est d'autant plus vrai lorsqu'on concentre

l'étude sur une région particulière, la faune étant généralement différente, significativement, d'une cave à l'autre, malgré la proximité des sites d'échantillonnage (Isaia et al., 2011).

Les invertébrés des milieux souterrains sont donc caractérisés, entre autres, par un fort taux d'endémisme (Barr and Holsinger, 1985; Culver and Sket, 2000). Les espèces étant isolées géographiquement et génétiquement depuis longtemps, notamment par les phénomènes de glaciations et de mouvements continentaux passés (Peck, 1981). Cet isolement provoque rareté, endémisme, unicité taxonomique, absence de taxons proches, sélection obligatoire d'habitats spécialisés avec développement de la troglomorphie (Sharratt et al., 2000). L'endémisme étant poussé jusqu'à la présence avérée d'une espèce sur une unique stalactite (Sket, 1999).

2.2. Méthode d'études et d'échantillonnages adaptées

Les troglobies sont des espèces particulières à échantillonner, la technicité devant s'adapter logiquement à l'absence totale de lumière, à la pratique du terrain et à l'atmosphère particulière des grottes. Ainsi, l'utilisation de techniques classiques d'échantillonnage a une portée limitée dans les grottes, qui ne permettent pas, par exemple, le placement aléatoire de quadras ou de pièges d'interception. En effet, les invertébrés aquatiques ou terrestres sont souvent retrouvés dans des crevasses très difficiles d'accès, et s'adaptent aux mouvements d'eau (Culver David and Boris, 2002). Cela peut notamment être expliqué par l'écologie de ces espèces thigmotactiques, qui vivent en contact étroit avec un élément de l'habitat, comme les parois, qu'elles ne quittent que très rarement (Culver David and Boris, 2002). Les stygobies sont donc rarement situés dans le courant d'eau, mais plutôt dans les stations d'égouttement de taille parfois très réduite. Le guide de la collecte d'invertébrés en cave réalisés par ces derniers auteurs propose de piéger au sol sans tuer, c'est-à-dire de ne capturer que les individus des espèces concernées par l'étude en cours. La chasse à vue reste une technique très efficace à utiliser dans ces environnements. Mais les prélèvements à l'aspirateur à bouche deviennent, dans ces milieux, dangereux par l'action des poussières. Des ajustements du matériel sont conseillés, il est ainsi possible d'adapter l'aspirateur en y fixant un filtre à particules (Paquin, 2010).

Différentes méthodes sont proposées pour améliorer l'efficacité des échantillonnages (Culver David and Boris, 2002). Par exemple, la technique du ''minimum-time censusing'' évite l'observation de zones inutiles par l'action conjointe de différentes personnes sur un temps déterminé. Le piégeage traditionnel peut-être utilisé, mais il est souvent nécessaire de le rendre attractif pour déloger les invertébrés inaccessibles (Culver David and Boris, 2002). Ces mêmes auteurs indiquent que la méthode de capture-recapture serait une démarche intéressante, même pour les invertébrés. Il faut, en effet, éviter de trop échantillonner puisque l'abondance des individus par espèce est comprise dans des échelles inférieures à celles des taxons non troglobies. Ainsi, le nombre d'échantillons à prélever dépend avant tout de leur nature. On pourra, par exemple, capturer un plus grand nombre d'amphipodes (crustacés) que de carabes troglobies, puisque ces derniers ont des abondances bien plus faibles (Hunt and Millar, 2001).

Pour les individus vivants dans des endroits réellement inaccessibles comme les nappes, des méthodes de filtrage des résurgences peuvent être adoptées (Juberthie, 2005). Évidemment, ces techniques innovantes vont de pair avec l'augmentation des travaux en rapport à la biodiversité souterraine dont la variété d'habitats et de microhabitats est de plus en plus étudiée. De plus, une prise en compte des habitats extérieurs aux grottes pouvant entrainer une voie de colonisation pour celles-ci est un champ d'étude relativement récent (Juberthie, 2005).

Pour résumer, les méthodes les plus couramment employées pour des prélèvements d'invertébrés terrestres (à adapter au milieu aquatique) sont la chasse à vue, pour laquelle le naturaliste emploiera pinces, ampoules de prélèvement et/ou brosses. Du reste, les méthodes de battage, de piégeage au sol, de prélèvements de sol sont également utilisées (Hunt and Millar, 2001).

3. Importance et dégradation des milieux souterrains

3.1. Habitats d'intérêts pour l'homme

Les grottes sont utilisées depuis très longtemps, comme en attestent les peintures rupestres sur les murs de cavernes célèbres. Que ce soit pour des raisons culturelles, spirituelles, matérielles ou scientifiques, ces lieux ont toujours été des supports aux communautés du genre humain (Barber and Hubbard, 1997).

Aujourd'hui, les grottes sont beaucoup utilisées en tant que site d'étude pour la science et ses différents domaines, mais ce n'est pas tout. Elles peuvent constituer des réservoirs d'eau (Day, 1996), dont l'utilisation devient plus fréquente à mesure que les eaux de surface sont polluées (Boulton, 2005), des zones à grande importance touristique, de bioremédiation, de purification de l'eau... Il devient donc évident, à l'heure où la biodiversité se voit à travers un regard économique, d'analyser les services écosystémiques rendus par ces environnements. Ces services sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels et la biodiversité qu'ils comportent soutiennent et aident les humains (Daily, 1997).

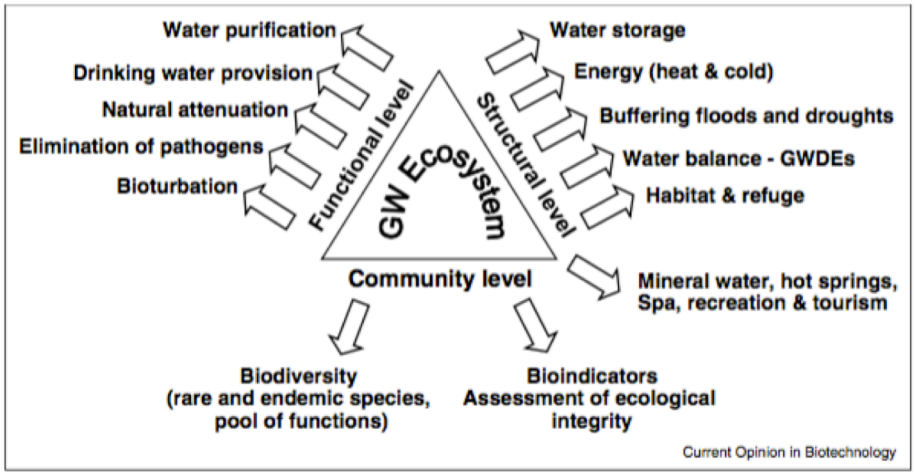
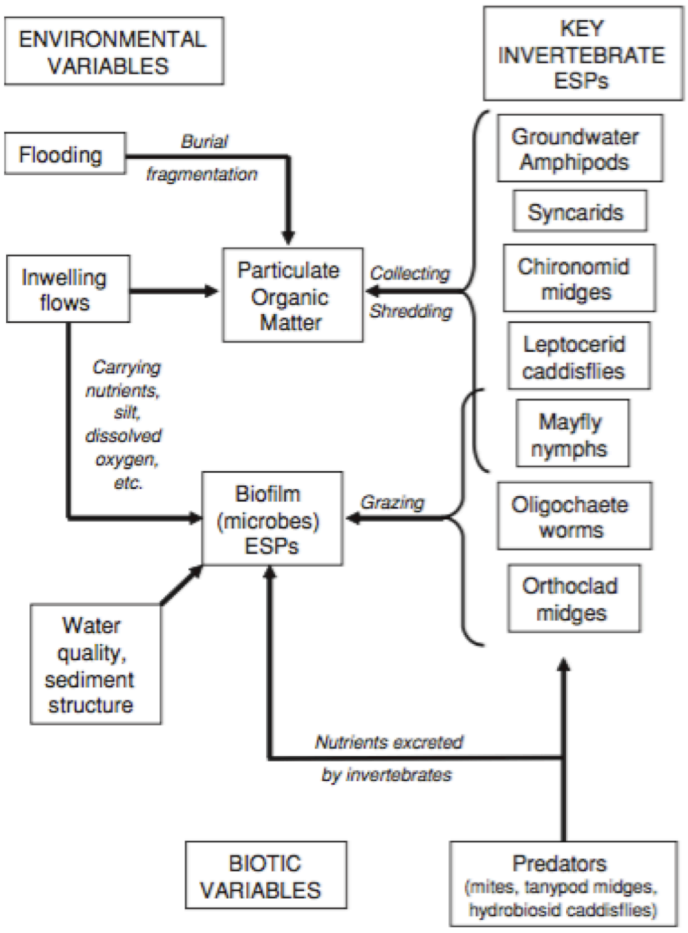


Figure 2 : L'organisation en trois niveau de la biodiversité des eaux souterraines (GW Ecosystem) apportant chacun des services écosystémiques (Griebler et al., 2014).

Les eaux souterraines permettent de réguler les phénomènes hydrologiques extrêmes en stockant les eaux de surface lors d'inondations ou en les relâchant lors des périodes sèches (Danielopol et al., 2004; Griebler et al., 2014). La caverne est un tampon

hydrologique et géothermique et les cycles biogéochimiques sont favorisés par la biodiversité souterraine, au niveau de ses fonctions, de sa structure et de ses communautés, qui apportent de nombreux services écosystémiques (figure 2).

Ces services proviennent d'une biodiversité spécifique, laquelle doit être étudiée pour comprendre comment et pourquoi ses services fonctionnent. Il s'agit tout d'abord d'identifier quels sont les organismes ou processus clés à la source des services, de caractériser leurs rôles fonctionnels et structurels au sein de l'écosystème, étudier quels sont les changements susceptibles de déformer la production des services et enfin de mesurer l'échelle spatio-temporelle à laquelle ils vont opérer (Boulton et al., 2008).
Il est ainsi possible de modéliser l'interaction entre différents groupements biologiques clés et des variables environnementales, au sein des systèmes souterrains, susceptibles d'avoir une action sur les services écosystémiques (figure 3).



D

Figure 3 : Modèle préliminaire et conceptuel des interactions entre principaux fournisseurs de services écosystémiques (ESP) et leurs effets potentiels sur des variables environnementales affectant les services écosystémiques (Boulton et al., 2008).

3.2. Des habitats perturbés

Les environnements souterrains sont plus stables que ceux de surface (Ferreira and Martins, 1998). Néanmoins, en plus des phénomènes naturels (changements du niveau d'eau et des températures, érosion), la biodiversité souterraine doit faire face à perturbations anthropiques. Les grottes peuvent être minées, polluées, remplies, bouchées (Elliott, 2000; Whitten, 2009), mais les bouleversements après lesquels les communautés ont le plus de mal à s'adapter sont les carrières et les projets hydrographiques qui peuvent détruire ou inonder totalement l'habitat (Elliott, 2004). Les maladies peuvent arriver jusque dans les grottes, bien qu'il soit difficile de dire si ce sont les hommes, par leurs explorations, ou les animaux qui utilisent la grotte à certains moments, qui sont responsables de la propagation de certaines maladies. Mais, en exemple, le champignon *Dendrobatidis Batrachochytrium* qui s'attaque aux amphibiens a été retrouvé dans des cavernes du Missouri (Rimer and Briggler, 2010) et ajoute ainsi à la liste des menaces sur la biodiversité souterraine les maladies animales, potentiellement accentuées par l'homme. Elliott (2004) indique alors qu'une décontamination avant les explorations en grottes est utile pour éviter les propagations de bactéries, champignons ou virus néfastes.

Plus globalement, les perturbations peuvent donc être d'origine externe ou interne aux karsts eux-mêmes (Gunn et al., 2000)
Elliott (2004) liste une importante diversité de dégradations, dont certaines sont difficiles à mesurer car elles prennent leurs sources en dehors des cavernes et agissent donc sur une échelle spatio-temporelle étendue. Ce sont les perturbations externes. C'est le cas de l'aménagement territorial qui engendre des altérations de l'hydrographie, de la sédimentation et peut bouleverser le cycle de l'azote par les déchets entreposés bien souvent dans les grottes (Elliott, 2004). D'autres contaminations sont reportées (Chiesi et al., 2002), émanant de sources variées (e.g l'agriculture, le trafic routier, l'élevage) face auxquelles les communautés troglobies peinent à retrouver leur état initial. Ce dépôt de déchets associé au développement urbain apporte également des bactéries et/ou des espèces exotiques qui fragilisent les espèces souterraines. Nous pouvons citer l'exemple de *Solenopsis invicta*, une fourmi qui cause d'importants dégâts aux communautés des grottes du Texas (Reddell, 1994). D'autres actions telles que le

surpompage asséchant les grottes, le déversement de produits chimiques dans les eaux souterraines difficiles voir impossible à extraire et de nature temporaire ou permanente sont citées (Bowles and Arsuffi, 1993 ; Elliott, 2004) et sont autant de dangers face auxquels la biodiversité spécialisée des milieux souterrains est vulnérable.

À cela se rajoute l'usage récréatif des grottes, loisirs de plus en plus communs depuis le siècle dernier (Baker and Genty, 1998) (figure 4). Il s'agit des perturbations internes aux grottes. L'importance des dégâts imputés à l'usage récréatif dans les grottes est fonction de l'intérêt culturel propre à chaque région, de la difficulté d'accès et du temps passé à l'intérieur (Gunn et al., 2000).

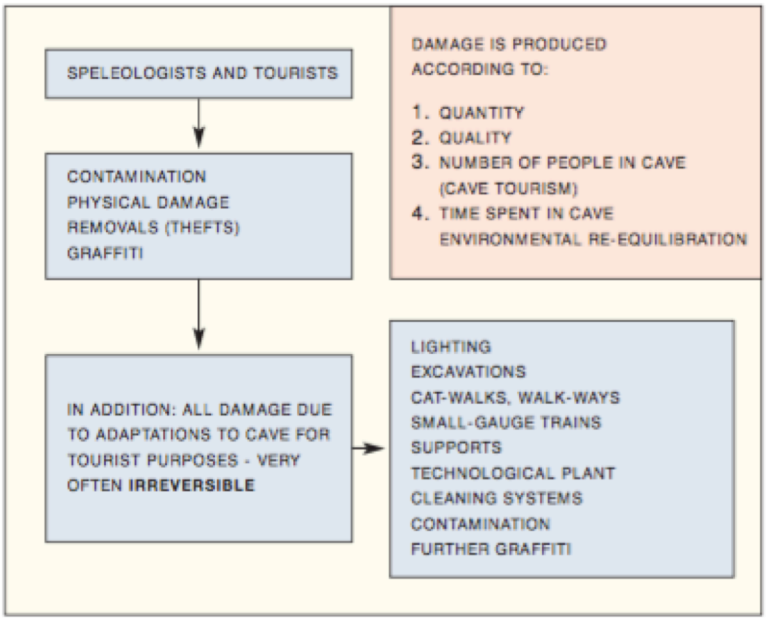


Figure 4 : exemple des dégradations induites par les visiteurs dans les grottes (Chiesi et al., 2002)

Les perturbations anthropiques peuvent être classées et hiérarchisées selon différentes catégories incluant les impacts culturels (vol, destruction, graffitis...), biotiques (dégradation des communautés faunistiques et floristiques), atmosphériques (i.e qualité de l'air), hydrologiques (qualité et quantité des eaux souterraines) et géomorphologiques (i.e sol, topographie) (Van Beynen and Townsend, 2005). Ces mêmes auteurs ont créé un indice des perturbations pour l'environnement karstique permettant de savoir à quels degrés de dégradation les grottes sont arrivées.

3.3. Des espèces en danger

Par les différentes dégradations que subissent les environnements souterrains, associées au taux d'endémisme des espèces, de nombreux taxons troglobies sont menacés d'extinction. Certains auteurs considèrent que la majorité des taxons cavernicoles peuvent être cités comme en danger, par les échelles d'abondance fortement inférieures à celles des espèces épigées (Michel et al., 2009). Différentes listes intègrent ces espèces ou leurs habitats, comme la liste rouge des espèces menacées (UICN, 2015), la liste United States Fish and Wildlife Service Endangered Species (USFWF) et le réseau Natura 2000. Elles peuvent être compilées par des scientifiques spécialisés (Chiesi et al., 2002; Pesce, 2000).

Cependant, peu d'espèces sont encore considérées dans les listes internationales comme la liste UICN, qui compte par exemple la salamandre *Proteus anguinus*, connue de l'ensemble des biospéologues. Mais des travaux récents permettent de caractériser l'écologie de nouvelles espèces nécessitant des mesures de conservation, comme en France avec les ostracodes *Dolokiella sp* (Danielopol et al., 2009).

L'une des grandes motivations à protéger les espèces cavernicoles en Europe est la fragilité des communautés, composées de taxons pouvant tous être considérés comme en danger. Les espèces cavernicoles sont des leviers intéressants pour que les grottes bénéficient de mesures de protection. En effet, ces listes décrivant la rareté et l'endémisme concourent à signaler un besoin de conservation, en plus du critère d'apparition de la troglomorphie (Sharratt et al., 2000). Les taxons monospécifiques combinent à la fois des caractéristiques évolutionnaires uniques et une très forte vulnérabilité, apportant par eux-mêmes un fort besoin de conservation (DEHARVENG et al., 2009). Mais, pour citer Culver (2000, p.35) : ''there are simply too many subterranean species at risk to deal with them one at time''.

4. La gestion et la conservation des espèces et des habitats

4.1. Augmenter les connaissances scientifiques

Les connaissances sur ces espèces sont augmentées par les réseaux d'acteurs professionnels ou amateurs qui complètent les bases de données. Mais il faudrait, pour confirmer ces informations, prospecter dans les milieux lacunaires (Gibert et al., 2009), dans les pays limitrophes, afin de déterminer si la rareté des individus est bien réelle ou si elle est due au manque d'étude sur le terrain. Des espèces qui étaient considérées comme très rares dans les Pyrénées, *Hydraphaenops pecoudi* et *Geotrechus soulcyi*, ont été découvertes en nombre plus important qu'attendu par des explorations profondes dans le massif du Sourroque (FAILLE, n.d.). Le ''Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface'' (PASCALIS) (Gibert et al., 2005) (Danielopol et al., 2004), la fédération de Hesse en Allemagne et sa base de données (Reiss et al., 2009) sont autant d'exemples de travaux qui témoignent de la volonté forte à enrichir le savoir sur cette faune particulière pour la protéger, qu'il est nécessaire de poursuivre (Graening et al., 2006). En effet, l'établissement de plan de gestion adapté ne peut se passer d'une connaissance préalable et suffisante (Gunn et al., 2000) de la biodiversité mise en jeu.

4.2. Définition des priorités

L'analyse des dommages est un moyen de prioriser telle ou telle zone et engendrer des mesures de protection. De même que les études suite à ces mesures sont importantes pour en évaluer l'efficacité. Pour cela, l'usage d'espèces bioindicatrices commence à être documenté. Par exemple, *Niphargus bureshi* a été utilisé comme indicateur de l'efficacité des mesures agroenvironnementales dans une zone karstique de Bulgarie (Stoev et al., 2014). D'autres espèces sont également utilisables, notamment par des abondances de stygobies dans des masses d'eau souterraine prélevées, significativement différentes selon la nature et l'importance d'impacts extérieurs (Stoev et al., 2014). L'usage des bioindicateurs devrait être facilité, à l'avenir, par les connaissances sur la répartition des taxons cavernicoles.

La nécessité de conserver peut également provenir de caractéristiques extérieures à l'état écologique de la biodiversité des grottes (Ferreira et al., 2007b). Les domaines tels que la géologie, la géomorphologie ou l'hydrologie sont pris en compte dans la mise en place de plan de gestion. La présence d'une diversité de spéléothèmes (concrétion calcaire) par exemple, concède une importance aux grottes qu'il est nécessaire de protéger, au même titre que celles abritant une forte diversité de taxons endémiques (Gunn et al., 2000).
Des indices permettant la définition des priorités de conservation existent (Donato et al., 2014; Elliott, 2007), la plupart intégrant des paramètres extérieurs (Ferreira and Horta, 2001; Simões et al., 2014). En effet, l'analyse des impacts sur les grottes (Van Beynen and Townsend, 2005) ainsi que le contexte socio-économique, la géologie et l'hydrologie, pour ne citer que cela, sont des arguments prit en compte dans la définition des priorités de gestion (Danielopol and Griebler, 2008). Ainsi, l'Indice multicritères de Valeur pour la Conservation (IV-C) ou le SERCON (System for Evaluating River for Conservation) en Angleterre (Gunn et al., 2000) sont des exemples d'aide à la décision qui associent différentes modalités du contexte global de la grotte.

Une fois que l'on a défini les priorités, la question de la désignation des aires à protéger se pose. La nature et l'étendue des zones à gérer doivent être adaptées à la cible de la protection (Michel et al., 2009). Si les cibles sont les invertébrés, leur préservation est évidemment assurée par le maintien en l'état des habitats dans lesquels ils évoluent.

4.3. Une protection, mais à quelle échelle ?

Cette motivation à conserver les espèces rares et menacées pousse à délimiter des zones cibles de conservation, appelées hotspots, qui permettraient de protéger le plus grand nombre d'espèces dans un minimum d'espace. Les cartes de répartitions démontrent assez logiquement l'hétérogénéité des données sur les territoires (figure 5). En effet, Ferreira (2007) a montré que la protection de seulement 1.2% du territoire français assurerait la sauvegarde de 60 % des espèces stygobies connues. De même, en Amérique du Nord, 50% des stygobies sont contenus dans environ 1% du territoire (Culver et al., 2000). Ainsi, les structures de protection de la nature devraient se

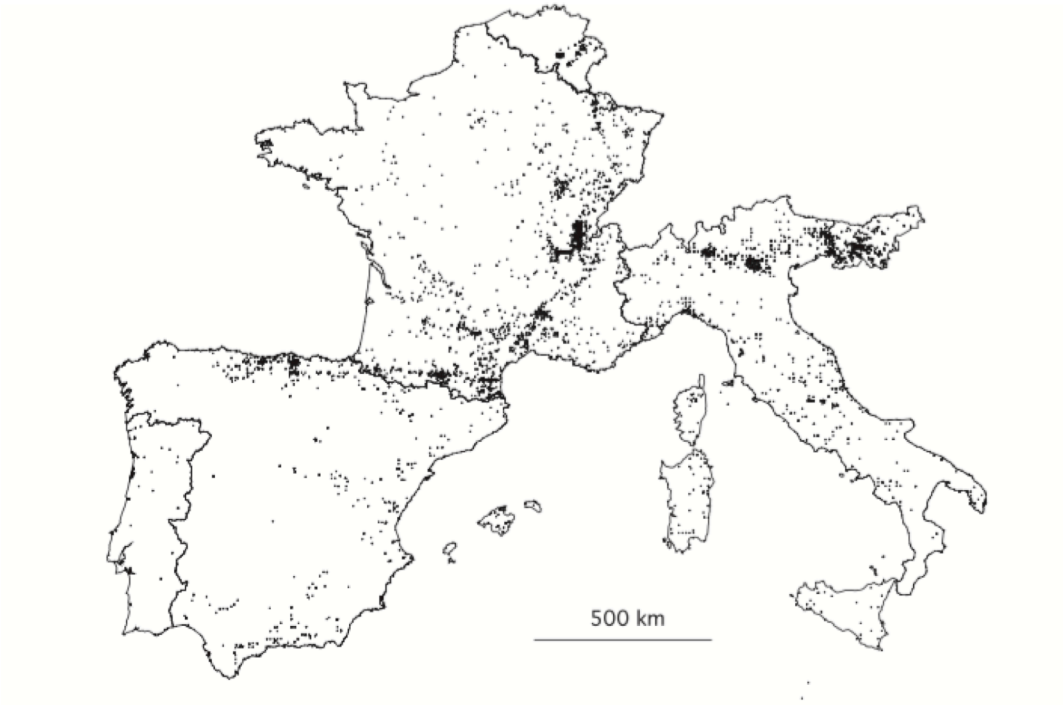


Figure 5 : carte du projet PASCALIS, les points représente un contact avec au moins une espèce stygobie (Deharveng et al., 2009)

concentrer sur certaines zones bien particulières. En France, des zones situées parmi les Pyrénées, la Plaine du Roussillon, le Nord de Montpellier, le plateau calcaire en Ardèche, la vallée du Rhône, le Jura occidental peuvent êtres considérées comme des hotspots d'endémisme (Ferreira et al., 2007b).

La désignation des aires de protection, si elle n'est pas uniquement provoquée par le danger de conservation des espèces sur des zones à forte diversité spécifique comme les hotspots d'endémisme, peut être réfléchie en terme de réseau. Cela permet de protéger un nombre déterminé d'espèces sur leur aire de circulation potentielle (Michel et al., 2009). Dans ce cas, l'intégration des grottes dans les réseaux de protection existants est une méthode possible, même si indirecte (Day, 1996). Ceci est parfois réalisé lorsque le karst se situe dans une zone où les milieux de surface sont protégés, les mesures s'appliquant alors directement (Simões et al., 2014). C'est le cas dans les Caraïbes où 18000 kilomètres carrés de karst sont compris dans les limites de 121 aires de protections différentes, en Amérique Centrale où 18% des karsts sont concernés par 47 aires protégées (Michael and Susan, 2002).

En Allemagne, les bases de données ont mis en évidence un besoin de conservation d'espèces situées en dehors du réseau Natura 2000. Cela a suggéré leur prise en compte

par la création de nouvelles Zones Spéciales de Conservation (Reiss et al., 2009). En Italie, des grottes artificielles ont été étudiées (ancien bunker, forteresse, mine abandonnée) et des équivalences écologiques ont été démontrées entre ces milieux artificiels et les habitats souterrains naturels. Ces caves devraient donc entrer dans les systèmes listés au titre de la Directive Habitat pour compléter les réseaux de protection (Isaia et al., 2011).

Il est possible d'identifier les aquifères ou karsts à protéger (Gibert et al., 2009) par le calcul d'algorithmes heuristiques, méthode déjà très employée pour la désignation des aires de protection de surface (Ferreira et al., 2007b). Dans le contexte socio-économique des sites étudiés, les coûts liés à la protection et les notions d'usages peuvent également être pris en compte dans les calculs pour déterminer le nombre minimum d'aquifères ou de karsts à intégrer dans le réseau de protection. Cela nécessite donc une étude pluridisciplinaire, par des hydrogéologues, des sociologues, des économistes, des biologistes... (Danielopol et al., 2009).

La zone protégée se doit de prendre en compte les interactions entre l'habitat souterrain et le milieu extérieur, notamment les usages du sol (Reboleira et al., 2011). Une zone tampon entre les habitats de surface et la grotte atténue l'emprise des impacts sur l'environnement souterrain (Simões et al., 2014). Une réponse à cet objectif est, comme en surface, l'acquisition foncière. Une gestion spécifiquement adaptée à chaque karst (gestion différenciée) permettrait ainsi de retrouver une végétation indigène aux abords des grottes (Stone and Howarth, 2007). Ce dernier auteur a commenté la replantation de *Metrosideros polymorpha*, arbre natif d'Hawaï dont les racines ont un rôle alimentaire important pour les espèces cavernicoles.

Les grottes appartenant aux limitations d'un parc ou d'une zone naturelle protégée peuvent être victime de l'attrait qu'elles acquièrent par cette mise sous cloche. Il est donc souhaitable qu'elles disposent d'un plan de gestion spécifique et ne profitent pas seulement des mesures induites par les habitats de surface (Simões et al., 2014).

4.4. La conservation : moyens, méthodes, applications

4.4.1. Conserver par la loi

La prise en compte au niveau législatif des habitats souterrains manque dans un très grand nombre de territoires. Les zones de charge et de décharge des eaux sont pourtant les limites minimums à intégrer dans les politiques de protection (Danielopol et al., 2004). Cela constituerait un moyen efficace, bien qu'insuffisant (Watson, 1997), pour prévenir les dégradations et assurer le maintient au long terme des communautés. Mais le manque d'implication des autorités compétentes est un frein (Hamilton-Smith, 2001a), complété par le manque de fonds et de personnels qualifiés amenés à répondre aux recommandations de gestion (Simões et al., 2014). Les grottes avec un grand intérêt économique étant à part (Michael and Susan, 2002). Le risque de générer des conflits par la législation accrue dans les milieux souterrains reste cependant réel, comme l'expérience l'a démontré dans le cas de protection de karsts des Philippines (Urich et al., 2001).

À Hawaï, les propriétaires, scientifiques et Hawaïens natifs ont travaillé à l'élaboration d'un texte de loi pour obliger les spéléologues à disposer d'une permission écrite destinée à pouvoir évoluer dans les grottes (Stone and Howarth, 2007). L'exemple de la Directive Cadre sur l'Eau en Europe a intégré les eaux souterraines, donc la biodiversité associée, dans ses composantes, tout comme le congrès mondial de la conservation, en Thaïlande en 2004, inclue les eaux souterraines dans ses recommandations (Boulton, 2005).

4.4.2. Conserver par l'éducation

Il est évident que les invertébrés souterrains ne font pas partis des groupes vivants que le public soit le plus à même de connaître ou de vouloir connaître. *Out of sight, out of mind* (Boulton, 2005).

Mais l'éducation du public, des gestionnaires, des spéléologues et de toute population amenée à côtoyer des zones souterraines (Graening et al., 2003) est un travail indispensable à la protection des grottes et cavernes (Gunn et al., 2000). Ceci est déjà

réalisé dans de nombreux territoires, le Texas met ainsi l'accent sur la nécessité de conserver, au titre des hydrosystèmes assurant la bonne qualité des eaux et plus généralement des services écosystémiques issus des cavernes (Bowles and Arsuffi, 1993). Des pratiques favorisant le développement durable, dans un contexte de multiplicité d'usages, peuvent alors être mises en œuvre (van Beynen et al., 2012). Cette volonté d'intégration des usagers passe par une forme de langage adapté, que l'art est susceptible d'appréhender. Des formes de médiation au travers d'arguments artistiques peuvent donc être employées (Danielopol, 1998).

4.4.3. Applications et mesures de gestion

La gestion des grottes passe évidemment par la suppression des impacts qui pèsent sur elles. Les détritus et les graffitis induits par l'homme doivent être enlevés de manière intelligente (Elliott, 2000). Dans le cas, par exemple, ou du bois encombre les cavités, en laisser un minimum garantit refuges et ressources alimentaires (Elliott, 2000). Le cas de l'interdiction des lampes à acétylène, beaucoup utilisées autrefois en Angleterre et dont les batteries laissées sur place polluaient les eaux est l'exemple d'une suppression d'un impact interne aux grottes (Gunn et al., 2000).

Le retour des communautés suite à la suppression des impacts a été démontrée notamment au Kentucky (contamination par les eaux usées), dans l'Indiana (contamination à l'acide nitrique), au Royaume-Uni (pollution organique) avec un retour naturel des populations après respectivement 5 ans et 60 ans (Lewis, 1996) et 12 mois (Wood et al., 2008).

Les exemples suivants démontrent les possibilités de restauration d'habitats souterrains. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive mais d'illustrations de mesures effectives.

La pollution lumineuse étant très gênante pour des espèces qui ne vivent exclusivement que dans le noir complet, l'utilisation de moyen d'éclairage ne dépassant pas un certain seuil d'intensité est une évidence (Elliott, 2000). Le piétinement, source de dégradation (Buhlmann, 2001), pourrait être géré par un conditionnement des passages à utiliser (Eberhard, 2001), tout comme l'interdiction formelle de pénétrer dans les karsts aux saisons critiques pour la faune (Hamilton-Smith, 2001a). Les mésocavernes ont été décrites comme garantissant des refuges aux espèces lorsque la macrocaverne est

impactée, il convient donc de garantir également le maintien de ces zones particulières (Hamilton-Smith, 2001b). Les activités dommageables doivent être anticipées, contrôlées ou annulées au niveau du karst et dans la zone d'infiltration des eaux (Watson, 1997). La priorité est donnée à la restauration de sites dégradés plutôt qu'à l'ouverture au public de nouveaux karsts, en préférant une gestion inscrite dans le contexte d'interactions entre le monde naturel, social et culturel (Watson, 1997).

5. Conclusion

Le développement de nouvelles techniques d'étude associé à la pluridisciplinarité des domaines scientifiques renforce la connaissance des milieux souterrains. De ce savoir nait la conscience que tout bouleversement des échanges entre l'air, l'eau et la terre occasionne des perturbations de la biodiversité souterraine et des services écosystémiques qui en dépendent. Le besoin de conservation, qu'il provienne de l'état critique des invertébrés, de l'importance de refuges pour un grand nombre d'espèces animales, de l'attrait récréatif, des ressources géologiques ou hydrologiques, est crucial. Les échanges, du niveau local au niveau international, entre les différentes instances concernées par la protection des karsts est une nécessité (Watson, 1997) qui garantit le maintien au long terme des milieux souterrain dans leur intégrité. En effet, la notion de réseaux permet de conserver un très grand nombre d'espèces endémiques, par un contrôle des menaces sur l'ensemble du karst et de la zone d'infiltration des eaux. Ces réseaux s'étalant sur de vastes territoires, une coopération accrue des acteurs est indispensable à la volonté conservatoire, peu importe la nature des cibles de protection.

6. Bibliographie

Bajomi, D., 1969. Examen faunistique de la grotte“ Meteor”(Hongrie)(Biospeologia Hungarica, XXIX.). Opusc. Zool. Bp. 9, 235–247.

Baker, A., Genty, D., 1998. Environmental pressures on conserving cave speleothems: effects of changing surface land use and increased cave tourism. J. Environ. Manage. 53, 165–175.

Barber, M.B., Hubbard, D., 1997. Overview of the human use of caves in Virginia: A 10,500 year history. J. CAVES KARST Stud. 59, 132–136.

Barr, T.C., Holsinger, J.R., 1985. Speciation in cave faunas. Annu. Rev. Ecol. Syst. 313–337.

Boulton, A.J., 2005. Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 15, 319–323.

Boulton, A.J., Fenwick, G.D., Hancock, P.J., Harvey, M.S., 2008. Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. Invertebr. Syst. 22, 103–116.

Bowles, D.E., Arsuffi, T.L., 1993. Karst aquatic ecosystems of the Edwards Plateau region of central Texas, USA: a consideration of their importance, threats to their existence, and efforts for their conservation. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 3, 317–329.

Buhlmann, K.A., 2001. A biological inventory of eight caves in northwestern Georgia with conservation implications. J. Cave Karst Stud. 63, 91–98.

Chiesi, M., Lapini, L., Stoch, F., 2002. Protection and conservation of the subterranean environment, in: Caves and Karstic Phenomena: Life in the Subterranean World. Edizioni del Museo Friulano di Storia Naturale, pp. 131–147.

Chopard, L., 1928. Sur une gravure d'insecte de l'epoque magdalenienne. Comp Red Soc Biogreogr 5, 64–67.

Culver David, C., Boris, S., 2002. Biological monitoring in caves. Acta Carsologica 31, 55–64.

Culver, D.C., Holsinger, J.R., 1992. How many species of troglobites are there. Natl. Speleol. Soc. Bull. 54, 59–80.

Culver, D.C., Master, L.L., Christman, M.C., Hobbs, H.H., 2000. Obligate cave fauna of the 48 contiguous United States. Conserv. Biol. 14, 386–401.

Culver, D.C., Sket, B., 2000. Hotspots of subterranean biodiversity in caves and wells. J. Cave Karst Stud. 62, 11–17.

Daily, G., 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press.

Danielopol, D.L., 1998. Conservation and protection of the biota of karst: assimilation of scientific ideas through artistic perception. J. CAVES KARST Stud. 60, 67–67.

Danielopol, D.L., Artheau, M., Marmonier, P., 2009. Site prioritisation for the protection of rare subterranean species–the cases of two ostracods from south-western France. Freshw. Biol. 54, 877–884.

Danielopol, D.L., Gibert, J., Griebler, C., Gunatilaka, A., HAHN, H.J., Messana, G., Notenboom, J., Sket, B., 2004. Incorporating ecological perspectives in European groundwater management policy. Environ. Conserv. 31, 185–189.

Danielopol, D.L., Griebler, C., 2008. Changing Paradigms in Groundwater Ecology–from the "Living Fossils" Tradition to the 'New Groundwater Ecology'. Int. Rev. Hydrobiol. 93, 565–577.

Day, M., 1996. Conservation of karst in Belize. J. Caves Karst Stud. 58, 139–144.

DEHARVENG, L., STOCH, F., GIBERT, J., BEDOS, A., Galassi, D., ZAGMAJSTER, M., BRANCELJ, A., Camacho, A., FIERS, F., Martin, P., others, 2009. Groundwater biodiversity in Europe. Freshw. Biol. 54, 709–726.

Donato, C.R., Ribeiro, A. de S., Souto, L. de S., 2014. A conservation status index, as an auxiliary tool for the management of cave environments. Int. J. Speleol. 43, 8.

Eberhard, S., 2001. Cave fauna monitoring and management at Ida Bay, Tasmania. Rec. West. Aust. Mus. 97–104.

Elliott, W.R., 2007. Zoogeography and biodiversity of Missouri caves and karst. J. Cave Karst Stud. 69, 135–162.

Elliott, W.R., 2004. Protecting caves and cave life. Encycl. Caves Eds Culver DC White WB Elsevier Acad. Press Amst. 428–467.

Elliott, W.R., 2000. Conservation of the North American cave and karst biota. Ecosyst. World 665–690.

FAILLE, A., n.d. La faune souterraine des Pyrénées Subterranean fauna of the Pyrenees.

Ferreira, D., Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Gibert, J., 2007a. Obligate groundwater fauna of France: diversity patterns and conservation implications. Biodivers. Conserv. 16, 567–596.

Ferreira, D., Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Gibert, J., 2007b. Obligate groundwater fauna of France: diversity patterns and conservation implications. Biodivers. Conserv. 16, 567–596.

Ferreira, R., Horta, L., 2001. Natural and human impacts on invertebrate communities in Brazilian caves. Rev. Bras. Biol. 61, 7–17.

Ferreira, R.L., Martins, R.P., 1998. Diversity and distribution of spiders associated with bat guano piles in Morrinho cave (Bahia State, Brazil). Divers. Distrib. 235–241.

Gibert, J., Brancel, J., Camacho, A., Castellarini, F., De Broyer, C., Deharveng, L., Dole-Olivier, M.-J., Douady, C., Galassi, D., Malard, F., others, 2005. Groundwater Biodiversity. Protocols for the ASsessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface (PASCALIS): overview and main results., in: Proceedings on Symposium on World Subterranean Biodiversity. J. Gibert Editions, pp. 39–51.

Gibert, J., Culver, D.C., DOLE-OLIVIER, M.-J., Malard, F., Christman, M.C., Deharveng, L.,

2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. Freshw. Biol. 54, 930–941.

Goldscheider, N., 2012. A holistic approach to groundwater protection and ecosystem services in karst terrains. AQUA Mundi 2, 117–124.

Graening, G., Slay, M., Bitting, C., 2006. Cave fauna of the buffalo National River. J. Cave Karst Stud. 68, 153–163.

Graening, G., Slay, M.E., Tinkle, K.K., 2003. Subterranean biodiversity of Arkansas, part 1: bioinventory and bioassessment of caves in the Sylamore Ranger District, Ozark National Forest, Arkansas. J Ark. Acad Sci 57, 44–58.

Griebler, C., Malard, F., Lefébure, T., 2014. Current developments in groundwater ecology—from biodiversity to ecosystem function and services. Curr. Opin. Biotechnol. 27, 159–167.

Gunn, J., Hardwick, P., Wood, P., 2000. The invertebrate community of the Peak–Speedwell cave system, Derbyshire, England—pressures and considerations for conservation management. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 10, 353–369.

Hamilton-Smith, E., 2001a. Current initiatives in the protection of karst biodiversity. Nat. Croat. 10, 229–242.

Hamilton-Smith, E., 2001b. Maintenance of karst biodiversity, with an emphasis upon Australian populations. Rec. West. Aust. Mus. Suppl. 64, 85–95.

Hunt, M., Millar, I., 2001. Cave invertebrate collecting guide. Department of Conservation.

Isaia, M., Giachino, P.M., Sapino, E., Casale, A., Badino, G., 2011. Conservation value of artificial subterranean systems: A case study in an abandoned mine in Italy. J. Nat. Conserv. 19, 24–33.

Juberthie, C., 2005. La naissance et le developpement de la Biospéologie ante et post Émile Racovitza (1907). Endins Publicació Espeleol. 35–50.

Lewis, J., 1996. The devastation and recovery of caves and karst affected by industrialization, in: Proc. 1995 National Cave Management Symposium, Indiana Karst Conservancy. Pp. pp. 214–227.

Michael, D., Susan, K., 2002. Cave monitoring priorities in Central America and the Caribbean. Acta Carsologica 31, 123–134.

Michel, G., Malard, F., Deharveng, L., Di Lorenzo, T., Sket, B., De Broyer, C., 2009. Reserve selection for conserving groundwater biodiversity. Freshw. Biol. 54, 861–876.

NEGREA, Ş., 2007. Historical development of biospeleology in Romania after the death of

Emile Racovitza. Trav Inst Spéol«Émile Racovitza 45–46.

Paquin, P., 2010. Modification of the mouth aspirator for collection of cave arthropods. Speleobiology Notes 2, 1–3.

Peck, S.B., 1981. The invertebrate fauna of the caves of the Uinta Mountains, northeastern Utah. West. North Am. Nat. 41, 207–212.
Pesce, G., 2000. Copepods Web Portal: Copepod Red List. Threatened Species in Italy According to IUCN Red List Categories. University of L'Aquila, Italy.

Poulson, T.L., White, W.B., 1969. The cave environment. Science 165, 971–981.

Reboleira, A.S., Borges, P.A., Gonçalves, F., Serrano, A.R., Oromí, P., 2011. The subterranean fauna of a biodiversity hotspot region-Portugal: an overview and its conservation. Int. J. Speleol. 40, 23–37.

Reddell, J.R., 1994. The cave fauna of Texas, in: The Caves and Karst of Texas. A Guidebook for the 1994 Convention of the National Speleological Society with Emphasis on the Southwestern Edwards Plateau. National Speleological Society, Huntsville, Alabama. pp. 31–50.

Reddell, J.R., 1981. A review of the cavernicole fauna of Mexico, Guatemala, and Belize.

Reiss, M., Steiner, H., Zaenker, S., 2009. The Biospeleological Register of the Hesse Federation for Cave and Karst Research (Germany). Cave Karst Sci. 35, 25–34.

Rimer, R., Briggler, J., 2010. Occurrence of the amphibian chytrid fungus (Batrachochytrium dendrobatidis) in Ozark caves, Missouri, USA. Herpetol. Rev. 41, 175.

Sharratt, N.J., Picker, M.D., Samways, M.J., 2000. The invertebrate fauna of the sandstone caves of the Cape Peninsula (South Africa): patterns of endemism and conservation priorities. Biodivers. Conserv. 9, 107–143.

Simões, M.H., Souza-Silva, M., Ferreira, R.L., 2014. Cave invertebrates in Northwestern Minas Girais state Brazil : Endemism, threats and conservation priorities. Acta Carsologica 43, 159.

Sket, B., 1999. The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. Biodivers. Conserv. 8, 1319–1338.

Stoev, P., Deltshev, C., Bachvarova, D., Doichinov, A., 2014. Cave Invertebrates in Ponor Special Protection Area (Natura 2000), Western Bulgaria: Faunistic Diversity and Conservation Significance. Acta Zool. Bulg. 75–84.

Stone, F.D., Howarth, F., 2007. Hawaiian cave biology: status of conservation and management, in: 2005 National Cave and Karst Management Symposium. National Speleological Society, Huntsville. pp. 21–26.

Urich, P.B., Day, M.J., Lynagh, F., 2001. Policy and practice in karst landscape protection:

Bohol, the Philippines. Geogr. J. 167, 305–323.

Van Beynen, P., Brinkmann, R., van Beynen, K., 2012. A sustainability index for karst environments. J. Cave Karst Stud. 74, 221–234.

Van Beynen, P., Townsend, K., 2005. A disturbance index for karst environments. Environ. Manage. 36, 101–116.

Watson, J., 1997. Guidelines for cave and karst protection. IUCN.

Whitten, T., 2009. Applying ecology for cave management in China and neighbouring countries. J. Appl. Ecol. 46, 520–523.

Wood, P.J., Gunn, J., Rundle, S., 2008. Response of benthic cave invertebrates to organic pollution events. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 18, 909–922.