



HAL
open science

Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques - Rapport final

Cécile Hérivaux, Jean-Christophe Maréchal

► To cite this version:

Cécile Hérivaux, Jean-Christophe Maréchal. Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques - Rapport final. [Rapport de recherche] BRGM (Bureau de recherches géologiques et minières) (Bureau de recherches géologiques et minières). 2019. hal-02865261

HAL Id: hal-02865261

<https://brgm.hal.science/hal-02865261v1>

Submitted on 11 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques

Rapport final

BRGM/RP-68929-FR

Août 2019



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques

Rapport final

BRGM/RP-68929-FR

Août 2019

Étude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM

C. Hérivaux, JC. Maréchal

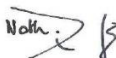
Vérificateur :

Nom : N.Dörfliger

Fonction : Directrice de Programme scientifique

Date : 06/08/2019

Signature :



Approbateur :

Nom : F. Garrido

Fonction Directeur Adjoint, Direction Eau, Environnement, Procédés et Analyses

Date : 26/08/19

Signature :



Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact : qualite@brgm.fr



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Mots-clés : aquifère ; services écosystémiques ; économie ; hydrogéologie ; eau souterraine

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Hérivaux C., Maréchal, J.C. (2019) – Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques. BRGM/RP-68929-FR

© BRGM, 2019 ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Le programme EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques), lancé en 2012 et piloté par le Ministère en charge de l'environnement, est un programme national d'évaluation des biens et services associés aux écosystèmes. Ce programme vise à élaborer des éléments facilement communicables aux décideurs publics au niveau national et local, et destinés à les éclairer et à les alerter sur les impacts éventuels de décisions sur les bénéfices que la société retire des écosystèmes. Six groupes de travail (GT EFESE) ont été constitués, correspondant aux grands types d'écosystèmes identifiés sur le territoire national : les agroécosystèmes, les écosystèmes forestiers et boisés, les écosystèmes urbains, les milieux aquatiques et les zones humides, les milieux marins, les écosystèmes de haute montagne et zones rocheuses. Dans cette démarche, les aquifères ne sont pas pris en compte.

Ce document a été réalisé dans le cadre d'une action AFB-BRGM visant à (i) clarifier les liens entre les services liés aux aquifères et les biens et services associés aux écosystèmes de surface et (ii) à proposer une méthode permettant d'intégrer les services dépendant des aquifères aux travaux d'évaluation du programme EFESE en cours, tenant compte de la diversité des situations hydro-économiques rencontrées sur le territoire national. Cette action ne fait pas partie du programme EFESE, elle a été conduite de manière indépendante. Ainsi, la structure de ce document ne suit pas une structure de rapportage identique à celle adoptée par les autres groupes de travail de l'EFESE.

Vue d'ensemble de la démarche (chapitre 1)

Cette action s'est déroulée en deux principales étapes :

- La première étape a consisté à réaliser une analyse critique de la manière dont les services dépendants des aquifères sont pris en compte dans l'évaluation des services écosystémiques menée par le programme. Cette analyse transversale a été menée en partenariat avec six groupes de travail thématiques du programme EFESE. Elle s'est appuyée sur la participation et l'intervention à la réunion transversale des GT EFESE, la participation aux séminaires annuels de l'EFESE et au colloque de restitution des travaux INRA, des entretiens menés avec les responsables des groupes de travail, et enfin l'analyse des documents finaux produits.
- La deuxième étape a consisté à proposer un cadre conceptuel, les principales étapes et les outils permettant d'évaluer les services dépendants des aquifères, tenant compte de la diversité des situations hydro-économiques rencontrées sur le territoire national. Cette étape repose sur une revue de la littérature scientifique et s'appuie sur des études de cas et connaissances existantes, tant en hydrogéologie qu'en économie de l'environnement pour la caractérisation des services dépendants des aquifères.

Eaux souterraines et aquifères (chapitre 2)

L'eau souterraine désigne l'eau qui est située sous la surface du sol, stockée au sein des vides, fractures et pores dans les roches sous la terre. Une roche aquifère désigne une roche dont les caractéristiques sont favorables au stockage (on parle de porosité) et à la circulation de l'eau souterraine (on parle de perméabilité ou de conductivité hydraulique). La nappe aquifère désigne quant à elle l'ensemble de la roche aquifère et de l'eau souterraine qu'elle contient. On distingue

classiquement les nappes libres et les nappes captives, les premières étant davantage en interaction avec les autres écosystèmes. La géologie de la France étant particulièrement diversifiée, on retrouve, sur le territoire, l'ensemble des types d'aquifères existant dans le monde, depuis les bassins sédimentaires, les plaines alluviales, les roches calcaires et les roches cristallines.

Certains services dépendent fortement des aquifères (chapitre 3)

Les aquifères jouent un rôle important pour la fourniture de plusieurs services aux activités humaines, parmi lesquels le stockage et la production naturelle d'eau de qualité (pour l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation, ...), l'alimentation en eau des milieux aquatiques associés, la régulation des inondations, mais également la géothermie et des services récréatifs. Nous qualifierons ces services de services dépendants des aquifères. De par la grande diversité des types d'aquifères présents sur le territoire, les niveaux de ces services sont très variables spatialement. De plus, la qualité et la durabilité de ces services sont directement menacées par la dégradation de l'état chimique, quantitatif et thermique des nappes. La mise en œuvre de plans de gestion adaptés des eaux souterraines est souvent nécessaire pour préserver leur état, et ainsi assurer la durabilité des services rendus à la société.

Pourtant, les aquifères sont relativement peu intégrés dans les évaluations de services écosystémiques : exemple de l'EFESE (chapitre 4)

L'analyse de la manière dont les services écosystémiques liés à l'eau et dépendants des aquifères sont pris en compte dans l'évaluation des services écosystémiques menée par le programme EFESE a mis en évidence, d'une part, que les aquifères ne sont pour le moment pas considérés pour l'évaluation des services écosystémiques : les évaluations menées pour chaque grand type d'écosystème s'arrêtent à la contribution des écosystèmes pour ces services. D'autre part, les services dépendants des aquifères sont rarement caractérisés du point de vue des bénéficiaires, dont l'extension géographique dépend des aquifères. En conséquence, ces services, lorsqu'ils sont dépendants des aquifères, ne peuvent être évalués entièrement.

Proposition d'un cadre conceptuel (chapitre 5)

En réponse à ce constat, un schéma conceptuel permettant d'articuler écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères, mais également de relier les écosystèmes aux populations bénéficiaires des services dépendants des aquifères est proposé (Figure 1). Trois services sont considérés: (i) le stockage et la production naturelle d'eau de qualité, (ii) l'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés, et (iii) la régulation des inondations. Ce cadre conceptuel souligne les spécificités de l'évaluation des services dépendants des aquifères par rapport à d'autres services écosystémiques. L'objectif est d'établir des passerelles entre les travaux réalisés dans le cadre du programme EFESE et les aquifères, dans un objectif d'améliorer la caractérisation des services écosystémiques dépendants des aquifères.

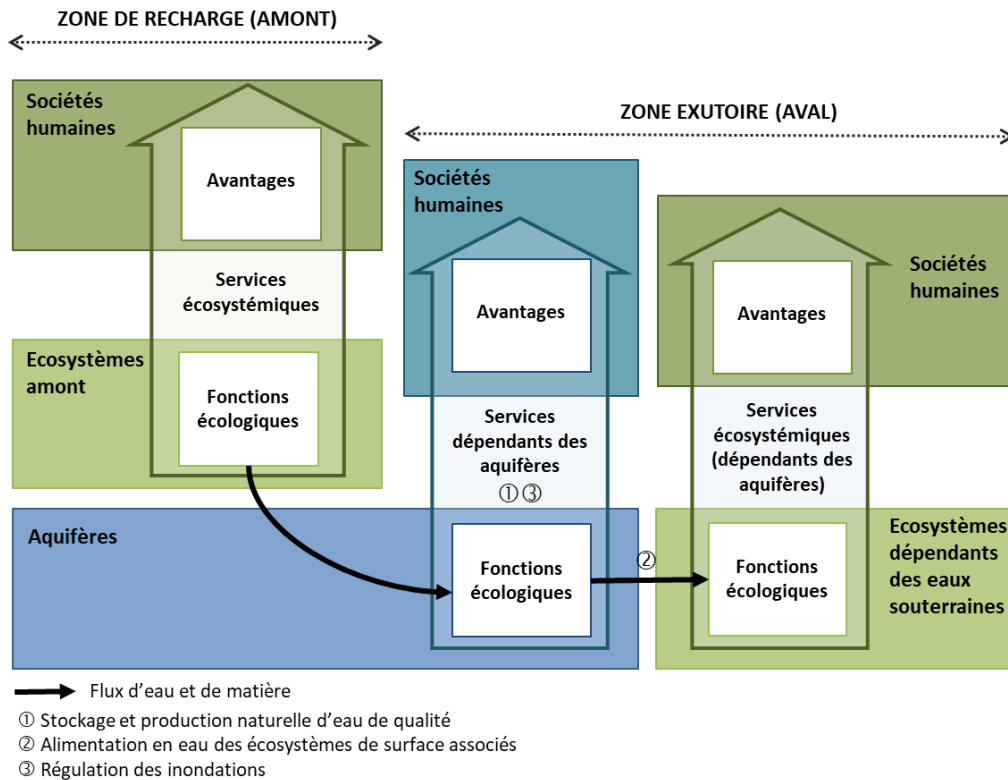


Figure 1. Schéma conceptuel simplifié articulant écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères

Les outils pour une utilisation opérationnelle de ce cadre conceptuel (chapitre 6)

Le schéma conceptuel peut être mobilisé à l'échelle locale pour la caractérisation et l'évaluation des services dépendants des aquifères. L'étape préalable consiste à réaliser le changement d'échelle, de l'écosystème au bassin hydrogéologique (§6.1.1). Ensuite, selon les besoins, des outils d'évaluation biophysique des services peuvent être utilisés (§6.1.2), ainsi que des outils d'évaluation économique et socio-culturelle (§6.1.3). Ces évaluations peuvent aussi être combinées de différentes manières pour répondre à des questions opérationnelles à l'échelle locale. Cinq exemples sont proposés, illustrant l'utilisation de ces outils et leur positionnement dans le cadre conceptuel, pour répondre à des questions opérationnelles.

Conclusion et perspectives (chapitre 7)

L'absence de prise en compte des aquifères dans ces travaux d'évaluation peut avoir plusieurs conséquences : d'une part une mauvaise évaluation des niveaux de services écosystémiques, lorsqu'ils sont *in fine* dépendants des aquifères, d'autre part un faible niveau de protection des eaux souterraines lors de la conception et les choix de politiques publiques environnementales si ceux-ci reposent sur les démarches d'évaluation des services écosystémiques ne considérant pas ces ressources.

Ce document recommande la prise en compte des aquifères pour l'évaluation des services liés à l'eau dans les futurs travaux d'évaluation des services écosystémiques, de manière à être plus pertinents dans l'évaluation de ces services, protéger les ressources en eaux souterraines, et favoriser les synergies entre protection de la biodiversité, lutte contre le changement climatique, aménagement du territoire et protection de la ressource en eau.

Les perspectives de recherche sur la relation entre aquifères et services écosystémiques sont nombreuses : l'évaluation du rôle des aquifères dans la production de services écosystémiques par l'utilisation de modèles hydrogéologiques couplés à des approches socio-économiques (Qiu et al., 2019), la démonstration de la valeur d'assurance des aquifères par l'évaluation des services associés en contexte extrême (sécheresse, pluies cévenoles), l'évaluation du rôle de la composante biotique des aquifères pour les services dépendants des aquifères, ainsi que l'évaluation du rôle potentiel des solutions basées sur la nature et de gestion active des aquifères (y compris la recharge artificielle) permettant de protéger et/ou améliorer le niveau de services dépendants des aquifères pour l'adaptation au changement global.

Sommaire

1. Objectifs et démarche	13
1.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS	13
1.2. VUE D'ENSEMBLE DE LA DEMARCHE	13
1.3. PRESENTATION DU DOCUMENT	14
2. Eaux souterraines et aquifères.....	15
2.1. QUELQUES DEFINITIONS PREALABLES.....	15
2.2. PRINCIPAUX TYPES D'AQUIFERES.....	16
2.2.1. Milieux poreux : les aquifères alluviaux	19
2.2.2. Milieux poreux et fracturés : les grands aquifères sédimentaires	19
2.2.3. Milieux fracturés : les aquifères de socle et volcaniques	20
2.2.4. Milieux karstiques : les aquifères karstiques	21
2.3. AQUIFERE, ECOSYSTEME ET BIODIVERSITE.....	22
3. Certains services dépendent fortement des aquifères.....	25
3.1. ROLE IMPORTANT DES AQUIFERES POUR LA FOURNITURE DE SERVICES 25	
3.1.1. Le stockage et la production naturelle d'eau de qualité.....	26
3.1.2. L'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés	30
3.1.3. Régulation des inondations.....	32
3.1.4. Régulation du cycle du carbone.....	33
3.1.5. La géothermie.....	34
3.1.6. Activités récréatives	34
3.2. LA DEGRADATION DE L'ETAT DES EAUX SOUTERRAINES : UNE MENACE POUR CERTAINS SERVICES.....	34
3.2.1. Dégradation de l'état quantitatif.....	35
3.2.2. Dégradation de l'état chimique.....	35
3.2.3. Dégradation de l'état thermique	37
3.2.4. Dégradation de l'état biologique.....	38
4. Pourtant, les aquifères sont relativement peu intégrés dans les évaluations de services écosystémiques : exemple de l'EFESE	39
4.1. L'EVALUATION FRANÇAISE DES ECOSYSTEMES ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES (EFESE)	39
4.1.1. Six principaux types d'écosystèmes.....	39

4.1.2. Fonctions écologiques, biens, services écosystémiques et patrimoine naturel 40	
4.1.3. Valeurs multiples	42
4.2. PLACE DES AQUIFERES DANS LES TRAVAUX PAR TYPES D'ECOSYSTEMES 43	
4.2.1. Groupe de travail milieux humides et aquatiques continentaux	43
4.2.2. Groupe de travail écosystèmes agricoles	45
4.2.3. Groupe de travail écosystèmes forestiers	47
4.2.4. Groupe de travail écosystèmes urbains	51
4.2.5. Groupe de travail écosystèmes rocheux et de haute montagne	53
4.2.6. Groupe de travail écosystèmes marins et côtiers	55
4.2.7. Synthèse	57
5. Proposition d'un cadre conceptuel	61
5.1. SCHEMA CONCEPTUEL	61
5.1.1. Attributs hydrologiques <i>versus</i> attributs hydrogéologiques	67
5.1.2. Liens entre les attributs hydrogéologiques et le niveau de services	67
5.1.3. Interactions des aquifères avec les grands types d'écosystèmes	69
5.2. SPECIFICITES DES SERVICES DEPENDANTS DES AQUIFERES	72
5.2.1. Les services liés à l'eau sont des services de régulation	72
5.2.2. La dimension intégrative des aquifères	72
5.2.3. La dimension temporelle	74
5.2.4. La dimension spatiale	75
6. Les outils pour une utilisation opérationnelle de ce cadre conceptuel	77
6.1. DEMARCHE GENERALE	77
6.1.1. Une étape préalable : le changement d'échelle	77
6.1.2. Les outils pour l'évaluation biophysique des services dépendants des aquifères 77	
6.1.3. Les outils pour l'évaluation économique et socio-culturelle des services dépendants des aquifères	78
6.1.4. La combinaison des outils	79
6.2. EXEMPLE 1 : QUELLE VULNERABILITE DES AQUIFERES KARSTIQUES AUX PRESSIONS POLLUANTES ?	79
6.3. EXEMPLE 2 : OU ET COMMENT AGIR AU MOINDRE COUT POUR RECONQUERIR LA QUALITE D'UNE NAPPE AFFECTEE PAR LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE ?	82
6.4. EXEMPLE 3 : QUELLE EST LA CONTRIBUTION DES EAUX SOUTERRAINES AUX EAUX DE SURFACE ?	86
6.5. EXEMPLE 4 : QUELLE CONTRIBUTION DES NAPPES AUX CRUES KARSTIQUES ? 88	

6.6. EXEMPLE 5 : QUELS APPORTS DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES POUR LA PROTECTION DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINE STRATEGIQUES ?

90

7. Conclusion et perspectives	95
8. Bibliographie	97

Liste des figures

Figure 1. Schéma conceptuel simplifié articulant écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères	5
Figure 2. Coupe schématique d'une nappe aquifère libre avec mise en évidence des écoulements souterrains entre la zone de recharge et la zone d'exutoire	15
Figure 3. Nappe libre et nappe captive	16
Figure 4. Trois différents types d'aquifères selon leur porosité/perméabilité (modifié d'après http://www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochemie/UVED/site/html/2/2-2/2-2-2-2-2-2-2.html)	17
Figure 5. France : (a) Carte lithologique simplifiée (modifié d'après brgm 2012) et (b) carte des grandes formations hydrogéologiques (extrait de la BDLISA, entités de niveau 1 – (c) AFB 2018).....	18
Figure 6. (a) Aquifères alluviaux en France ; (b) coupe géologique simplifiée d'une aquifère alluvial ayant des interactions avec un aquifère sous-jacent.....	19
Figure 7. (a) Carte géologique du Bassin de Paris (b) Coupe géologique simplifiée du Bassin de Paris	20
Figure 8. (a) Carte des roches cristallines en France (rouge: granite, rose: gneiss, brun: schistes); (b) coupe hydrogéologique d'un aquifère cristallin fracturé et altéré (modifié d'après Maréchal et al. 2004)	21
Figure 9 : (a) Carte des roches carbonates karstifiabiles (en bleu), modifié d'après Chen et al. (2017) (b) Schéma simplifié d'un aquifère karstique (modifié d'après Goldscheider et Drew, 2007)	21
Figure 10 : Photo de gauche - <i>Moitessieria rolandiana</i> est une des plus petites espèces de gastéropodes. Elle vit aussi bien dans le réseau de microfissures des karsts que dans le sous-écoulement des rivières, entre les graviers et à l'abri de la lumière (tiré de Prié et al. 2013). Photos de droite – <i>Niphargus rhenorhodanensis</i> et <i>Proasellus cavaticus</i> (tiré de AFB/Armines 2017)	23
Figure 11 : Évolution des connaissances en Rhône-Alpes au cours du siècle dernier: distribution des occurrences en 1907, 1960 et 2009; nombre d'espèces sty gobies connues correspondant à chaque période (tiré de Dole et Malard 2010).....	24
Figure 12. Exemples de services dépendants des aquifères.....	25
Figure 13. Prélèvements d'eau par types de ressources et par sous-bassins hydrographiques en 2013 (a) pour l'alimentation en eau potable, (b) pour l'agriculture, (c) pour les usages industriels (CGDD, 2017)	26
Figure 14. Schéma de fonctionnement hydrologique selon le remplissage initial du karst, exemple de l'aquifère karstique du Lez (d'après Fleury et al. 2013).....	33
Figure 16. Détermination de la classe d'état d'une masse d'eau souterraine (Onema, 2015) ...	36

Figure 15. Etat (a) chimique et (b) quantitatif des masses d'eau souterraines (Petit et Michon, 2015)	37
Figure 17. Six grands types d'écosystèmes retenus dans le cadre d'EFESE	39
Figure 18. Les 14 types d'écosystèmes étudiés dans (a) l'évaluation nationale espagnole (Santos-Martin et al., 2016) et (b) l'évaluation nationale portugaise (Pereira et al., 2009)	40
Figure 19. Eléments constitutifs d'un service écosystémique (CGDD, 2017)	41
Figure 20. Extension verticale de l'écosystème agricole	46
Figure 21. Schéma conceptuel simplifié articulant écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères	62
Figure 22. Illustration du schéma conceptuel d'une nappe aquifère en interaction avec des écosystèmes amont et dépendants (en vert) et facteurs exogènes (en orange)	63
Figure 23. Schéma conceptuel	65
Figure 24. Relation entre l'indicateur recharge et le niveau attendu de trois services (Booth et al, 2016)	67
Figure 25. Implications économiques d'un changement de l'attribut hydrogéologique « qualité » pour les consommateurs d'eau du robinet, exemple de la nappe de l'Hesbaye en Belgique (Hérivaux et al., 2013)	68
Figure 26. Schéma de l'interaction entre une nappe (libre ou captive) et les écosystèmes de surface	69
Figure 27. Coupe schématisant la position et l'extension verticale de l'écosystème agricole (tel que défini par le GT) et la nappe aquifère libre	70
Figure 28. Schéma positionnant une nappe libre et ses interactions avec les autres grands types d'écosystèmes (les flèches jaunes indiquent le sens dominant des interactions)	71
Figure 29. Typologie des masses d'eau de niveau 1 en fonction des combinaisons d'occupation du sol : (a) Répartition moyenne des types d'occupation du sol par type, (b) dendrogramme issu de la CAH et (c) répartition spatiale des types de masses d'eau	73
Figure 30. Changement d'échelle : de l'écosystème au bassin hydrogéologique	77
Figure 31. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 1 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)	79
Figure 32. Schéma conceptuel d'un aquifère karstique avec positionnement des différents critères de la méthode PaPRIKa et organisation des différents critères en fonction de la structure et du fonctionnement des aquifères karstiques	81
Figure 33. Carte résultante de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource en eau du bassin d'alimentation de la source karstique du Lez (Dörfliger et al. 2013)	82
Figure 34. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 2 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)	83
Figure 35. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 3 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)	86
Figure 36. (a) Maillage du modèle Marthe de Poitou-Charentes (b) cours d'eau modélisés, d'après rapport BRGM RP-58288-FR	87
Figure 37. Exemple de calage réalisé sur les débits du Lay à Mareuil	88
Figure 38. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 4 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)	89
Figure 39. Abaque d'aide à la vigilance pour les crues à Nîmes (modifié d'après Fleury et al. 2013)	90

Figure 40. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 5 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple).....	91
Figure 41. Services écosystémiques étudiés sur trois zones stratégiques et valeurs économiques moyennes par hectare associées (Hérivaux et Grémont, 2018)	93

Liste des tableaux

Tableau 1. Lien entre les types d'aquifères et le service stockage et production naturelle d'eau de qualité	27
Tableau 2. Tableau de correspondance entre les typologies du MEA et de l'Efese (CGDD, 2017)	41
Tableau 3. Biens et services étudiés dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué). En bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères	43
Tableau 4. Description des services dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux .	44
Tableau 5. Services liés au cycle de l'eau dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux : méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué)	45
Tableau 6. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes agricoles, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué ; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)	46
Tableau 7. Description des services dans le GT écosystèmes agricoles	46
Tableau 8. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes agricoles (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué).....	47
Tableau 9. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes forestiers, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)	48
Tableau 10. Description des services dans le GT écosystèmes forestiers.....	48
Tableau 11. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes forestiers (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué).....	49
Tableau 12. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes urbains, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)	51
Tableau 13. Description des services dans le GT écosystèmes urbains.....	51
Tableau 14. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes urbains (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué).....	52
Tableau 15. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes rocheux et de haute montagne, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)	54
Tableau 16. Présentation des services liés à l'eau dépendants des aquifères dans le GT écosystèmes rocheux et de haute-montagne.....	54

Tableau 17. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes rocheux et de haute montagne (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✱ bien ou service uniquement évoqué).....	54
Tableau 18. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes marins et côtiers, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✱ bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)	55
Tableau 19. Présentation des services liés à l'eau dépendants des aquifères dans le GT écosystèmes marins et côtiers.....	56
Tableau 20. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystème marins et côtiers (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✱ bien ou service uniquement évoqué).....	56
Tableau 21. Services liés à l'eau dépendants des aquifères évalués par les différents GT (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✱ bien ou service uniquement évoqué ; B : évaluation biophysique, M : évaluation monétaire) ...	57
Tableau 22. Synthèse des principales interactions entre les nappes libres et les grands types d'écosystèmes présents au niveau national	71
Tableau 23. Temps de réaction et inertie sur les trois AAC	74
Tableau 24. Outils pour l'évaluation (a) biophysique, (b) économique et socio-culturelle des services dépendants des nappes aquifères.....	78
Tableau 25. Vue d'ensemble de la démarche (Hérivaux et al., 2014)	84
Tableau 26. (a) Analyse coût-efficacité des actions R1 et R2 ; (b) concentration en nitrates 2027 simulée après mise en œuvre de l'action R2 (Hérivaux et al., 2014).	86

1. Objectifs et démarche

1.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

Le programme EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques), lancé en 2012 et piloté par le Ministère en charge de l'environnement, est un programme national d'évaluation de l'état des écosystèmes et des biens et services associés. Ce programme vise à élaborer des éléments facilement communicables aux décideurs publics au niveau national et local, et destinés à les éclairer et à les alerter sur les impacts éventuels de décisions sur les bénéfices que la société retire des écosystèmes. Six groupes de travail ont été constitués, correspondant aux grands types d'écosystèmes identifiés sur le territoire national : les agroécosystèmes, les écosystèmes forestiers et boisés, les écosystèmes urbains, les milieux aquatiques et les zones humides, les milieux marins, les écosystèmes de haute montagne et zones rocheuses.

Dans cette démarche, les aquifères ne sont pas pris en compte. Ils ont pourtant un statut particulier : ils contribuent également à la production de plusieurs services, mais par leur dimension souterraine et étant présents sous tout le territoire, ils apparaissent de manière transversale à plusieurs types d'écosystèmes. Certains écosystèmes peuvent en effet jouer un rôle important dans la régulation du cycle de l'eau, et ainsi concourir à la préservation des services dépendants des aquifères : le stockage et la production d'eau naturellement de bonne qualité, l'alimentation des cours d'eau et zones humides associées, la régulation des inondations. Réciproquement, la préservation des aquifères peut concourir au bon fonctionnement des zones humides et écosystèmes aquatiques de surface, et au maintien des services associés. L'absence de prise en compte des aquifères dans ces travaux d'évaluation peut avoir plusieurs conséquences : d'une part une mauvaise évaluation des niveaux de services écosystémiques, lorsqu'ils sont *in fine* dépendants des aquifères, d'autre part un faible niveau de protection des eaux souterraines lors de la conception et les choix de politiques publiques environnementales si ceux-ci reposent sur les démarches d'évaluation des services écosystémiques ne considérant pas les aquifères.

Dès lors une action spécifique AFB-BRGM a été mise en place. Elle vise à (i) clarifier les liens entre les services liés aux aquifères et les biens et services associés aux écosystèmes de surface et (ii) à proposer une méthode permettant d'intégrer les services dépendant des aquifères aux travaux d'évaluation du programme EFESE en cours, tenant compte de la diversité des situations hydro-économiques (types d'aquifères, types d'occupation du sol, types d'usages de la ressource en eau...) rencontrées sur le territoire national. Cette action ne fait pas partie du programme EFESE, elle a été conduite de manière indépendante. Ainsi, la structure de ce document ne suit pas une structure de rapportage identique à celle adoptée par les autres groupes de travail de l'EFESE.

1.2. VUE D'ENSEMBLE DE LA DEMARCHE

Cette action s'est déroulée en deux principales étapes :

- La première étape a consisté à réaliser une analyse critique de la manière dont les services dépendants des aquifères sont pris en compte dans l'évaluation des services écosystémiques menée dans le cadre du programme national. Cette analyse transversale a été menée en partenariat avec les six groupes de travail thématiques du programme EFESE. Elle a été alimentée par la participation et l'intervention à la réunion transversale

des Groupes de Travail EFESE, la participation aux séminaires annuels de l'EFESE et au colloque de restitution des travaux INRA, des entretiens menés avec les responsables des groupes de travail, et enfin l'analyse des documents finaux produits.

- La deuxième étape a consisté à proposer un cadre conceptuel ainsi que les principales étapes et les outils permettant d'évaluer les services dépendants des aquifères, tenant compte de la diversité des situations hydro-économiques rencontrées sur le territoire national. Cette étape repose sur une revue de la littérature scientifique et s'appuie sur des études de cas et connaissances existantes, tant en hydrogéologie qu'en économie de l'environnement pour la caractérisation des services dépendants des aquifères.

Le calendrier de réalisation de l'action a été décalé dans le temps par rapport à ce qui était prévu initialement, de manière à s'ajuster au mieux au calendrier du programme et à l'avancement des groupes de travail thématiques de l'EFESE. Ainsi, cette action devait initialement se dérouler sur 2016 et 2017. Au regard du faible avancement des travaux des groupes de travail en janvier 2017, la réalisation de l'action a été décalée de manière à pouvoir intégrer les derniers rapports EFESE publiés fin 2018.

1.3. PRESENTATION DU DOCUMENT

Ce document propose dans un premier temps quelques éléments de base sur les eaux souterraines et les aquifères, en soulignant la diversité des types d'aquifères (Chapitre 2). Il décrit ensuite le rôle important des aquifères dans la fourniture de certains services écosystémiques, et les menaces liées à la dégradation des eaux souterraines (Chapitre 3). Il fait ensuite le constat de la faible intégration des aquifères dans les cadres d'évaluation des services écosystémiques tels que le programme EFESE (Chapitre 4). Il propose ensuite un cadre conceptuel, permettant de lier les évaluations menées dans EFESE avec les aquifères, et souligne les spécificités de l'évaluation des services dépendants des aquifères par rapport à d'autres services écosystémiques (Chapitre 5). Enfin, il propose des étapes opérationnelles permettant d'appliquer ce cadre conceptuel pour l'évaluation (Chapitre 6).

2. Eaux souterraines et aquifères

2.1. QUELQUES DEFINITIONS PREALABLES

L'*eau souterraine* désigne l'eau qui est située sous la surface du sol, stockée au sein des vides, fractures et pores dans les roches sous la terre. Une roche aquifère désigne une roche dont les caractéristiques sont favorables au stockage (on parle de porosité) et à la circulation de l'eau souterraine (on parle de perméabilité ou conductivité hydraulique). La *nappe aquifère ou d'eau souterraine* désigne quant à elle l'ensemble de la roche aquifère et de l'eau souterraine qu'elle contient. On distingue classiquement les nappes libres des nappes captives.

La configuration classique d'une nappe aquifère libre est schématisée dans la figure ci-dessous (Figure 2). Une partie de l'eau de pluie s'infiltrate au travers du sol et s'écoule verticalement en saturant progressivement le sous-sol jusqu'à ce qu'elle rencontre une roche imperméable : ce flux d'eau constitue la *recharge naturelle*. Verticalement, on distingue alors deux zones : la *zone non saturée* dans laquelle les vides souterrains sont remplis d'air et d'eau et la *zone saturée* (la nappe) dans laquelle ces vides sont totalement remplis d'eau.

Au fur et à mesure que l'aquifère se remplit d'eau, le niveau piézométrique de la nappe monte et induit des circulations (lignes d'écoulement sur la Figure 2) des potentiels hydrauliques élevés vers les potentiels faibles (de la gauche vers la droite sur la figure). L'eau souterraine est donc en mouvement comme l'eau en général au sein du cycle de l'eau. Horizontalement, on distingue alors deux zones : la *zone de recharge* dans laquelle l'eau s'infiltrate et recharge l'aquifère et la *zone d'exutoire* où l'eau souterraine retrouve la surface et alimente le réseau hydrographique. La somme de ces deux zones correspond au *bassin hydrogéologique*.

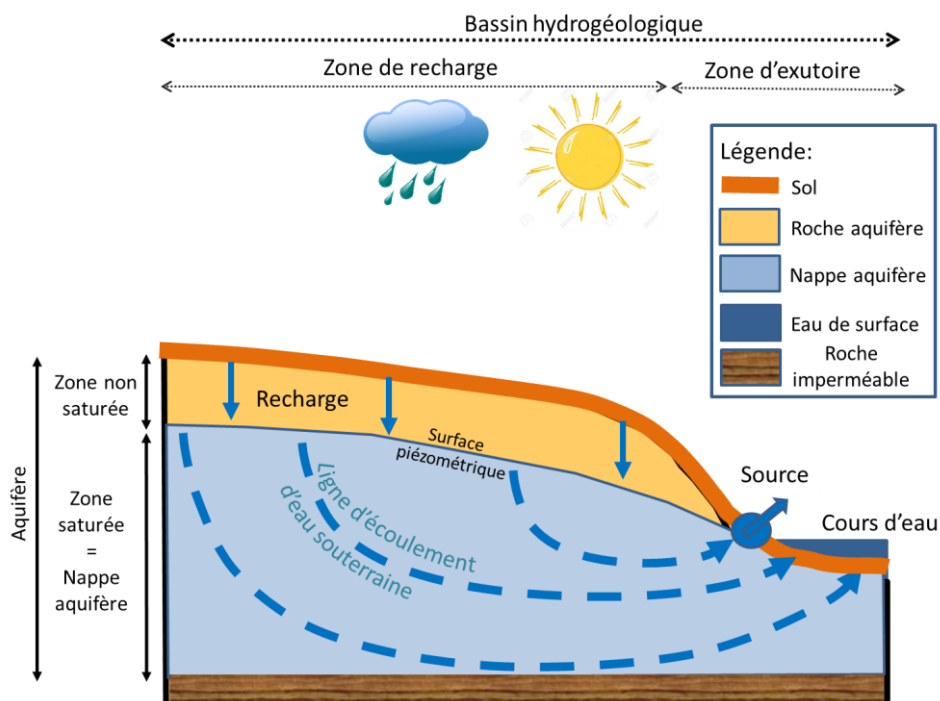


Figure 2. Coupe schématique d'une nappe aquifère libre avec mise en évidence des écoulements souterrains entre la zone de recharge et la zone d'exutoire

Si l'eau de la nappe est bloquée au-dessus par une roche imperméable, elle peut être maintenue sous pression entre deux horizons imperméables. On parle alors de *nappe captive* (Figure 3) par opposition à une *nappe libre*. L'infiltration et la recharge par les précipitations sont quasi nulles là où la nappe est captive et l'eau s'écoule très lentement. Dans cette partie de la nappe qui est captive, l'eau sous pression monte dans le tube lorsqu'on fait un forage qui perce le toit de la nappe. Si la pression est suffisante (niveau piézométrique supérieur au niveau du sol), elle va jaillir spontanément à la surface ; on parle alors de "forage artésien" (Figure 3). En terme d'interactions avec les autres écosystèmes, le caractère libre ou captif de la nappe aquifère est fondamental comme c'est illustré par la suite (§ 5.1.3).

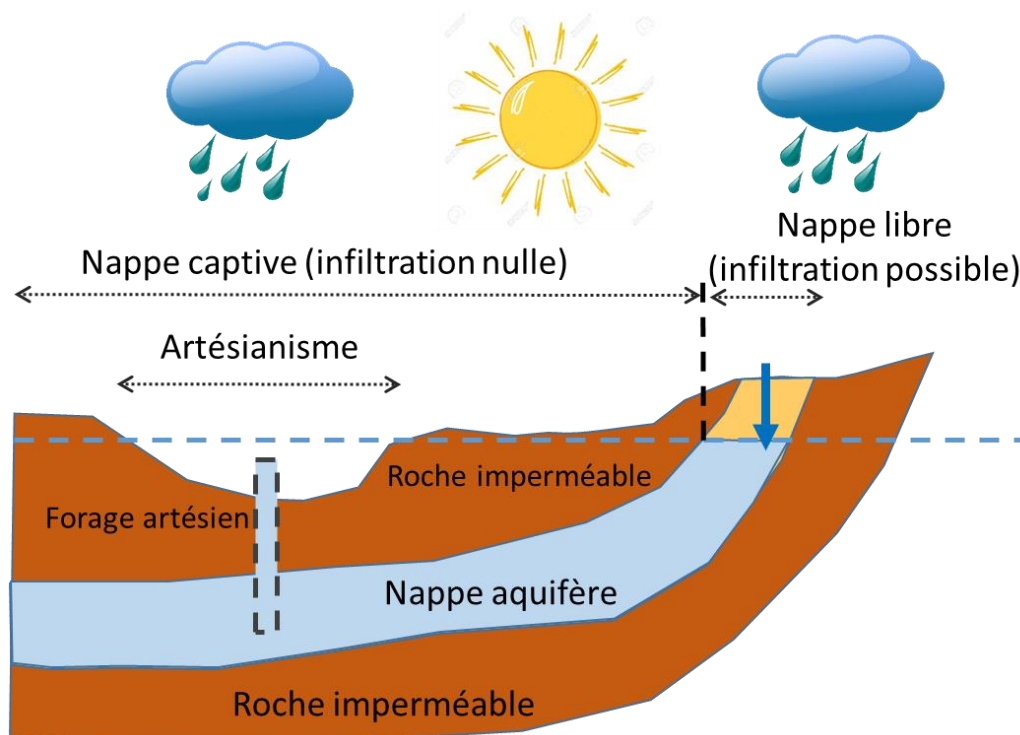


Figure 3. Nappe libre et nappe captive

Les aquifères ne se résument pas à leurs composantes abiotiques : ils constituent des habitats pour diverses espèces microbiennes (composante biotique). La diversité et l'activité de ces organismes contribuent à dégrader un certain nombre de contaminants (Griebler et Avramov, 2014 ; Tufenskji et al., 2002). Pourtant, cette biodiversité microbienne est relativement peu considérée dans les évaluations nationales. L'état écologique des eaux souterraines ne fait par exemple pas partie des indicateurs de suivi demandés par la Directive Cadre sur l'Eau ; seuls les états quantitatifs et chimiques sont pris en considération.

2.2. PRINCIPAUX TYPES D'AQUIFÈRES

Les aquifères sont généralement classés selon la typologie de leur porosité et perméabilité (Figure 4). Lorsque l'eau est stockée et s'écoule dans les pores entre les grains constituant les roches déconsolidées ou meubles (sables, graviers), on parle d'aquifère *poreux*. Dans les roches consolidées (craie, grès, granite, gneiss...), au sein des aquifères *fracturés*, l'eau s'écoule grâce aux connexions entre les fractures. Les aquifères *karstiques*, qui se développent dans les roches carbonatées (calcaires), sont caractérisés par la présence de vides de grande taille créés par la dissolution du calcaire.

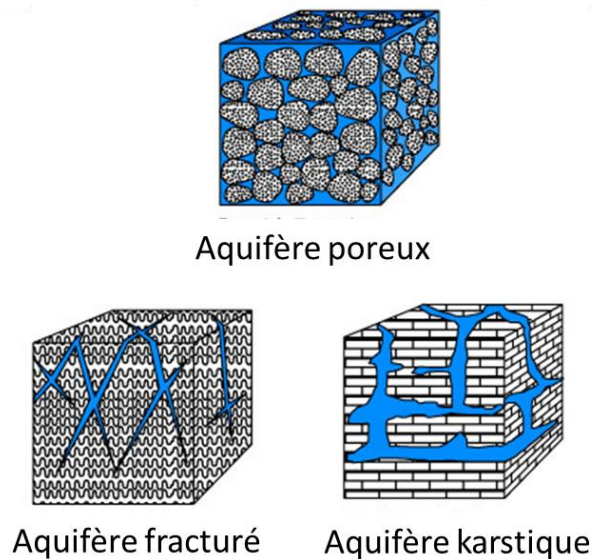


Figure 4. Trois différents types d'aquifères selon leur porosité/perméabilité (modifié d'après http://www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochimie/UVED/site/html/2/2-2/2-2-2-2-2-2-2.html)

La vitesse d'écoulement des eaux souterraines est généralement bien inférieure à celle des eaux de surface. Elle est directement dépendante de la perméabilité de l'aquifère, de sa géométrie et des différences de potentiels hydrauliques au sein de l'aquifère. Pour parcourir un kilomètre, l'eau souterraine peut prendre plus d'un an (voire beaucoup plus) dans un aquifère poreux, quelques mois ou semaines dans un aquifère fracturé et quelques heures dans un aquifère karstique. Le pouvoir auto-épurateur de l'aquifère est d'autant moins élevé que les vitesses sont élevées.

Cette porosité/perméabilité est avant tout fonction du type de roche assurant le rôle de réservoir. La géologie de la France étant particulièrement diversifiée, on retrouve, sur le territoire, l'ensemble des aquifères existant dans le Monde (Figure 5), depuis les bassins sédimentaires (en orange et jaune), les plaines alluviales (en jaune clair), les roches calcaires (en bleu et vert foncé) et les roches cristallines (en rouge et marron).

Ces différents types d'aquifères sont brièvement décrits et localisés en France dans les paragraphes suivants (§2.2.1 à §2.2.4). Pour plus de détails, le lecteur se reportera à l'ouvrage « Aquifères et eaux souterraines de France » (BRGM, 2006), à l'ouvrage « Eaux souterraines en France », dans la collection *Les enjeux des Géosciences* aux éditions du BRGM (2009), ou plus récemment à la synthèse élaborée par Maréchal et Rouillard (2019).

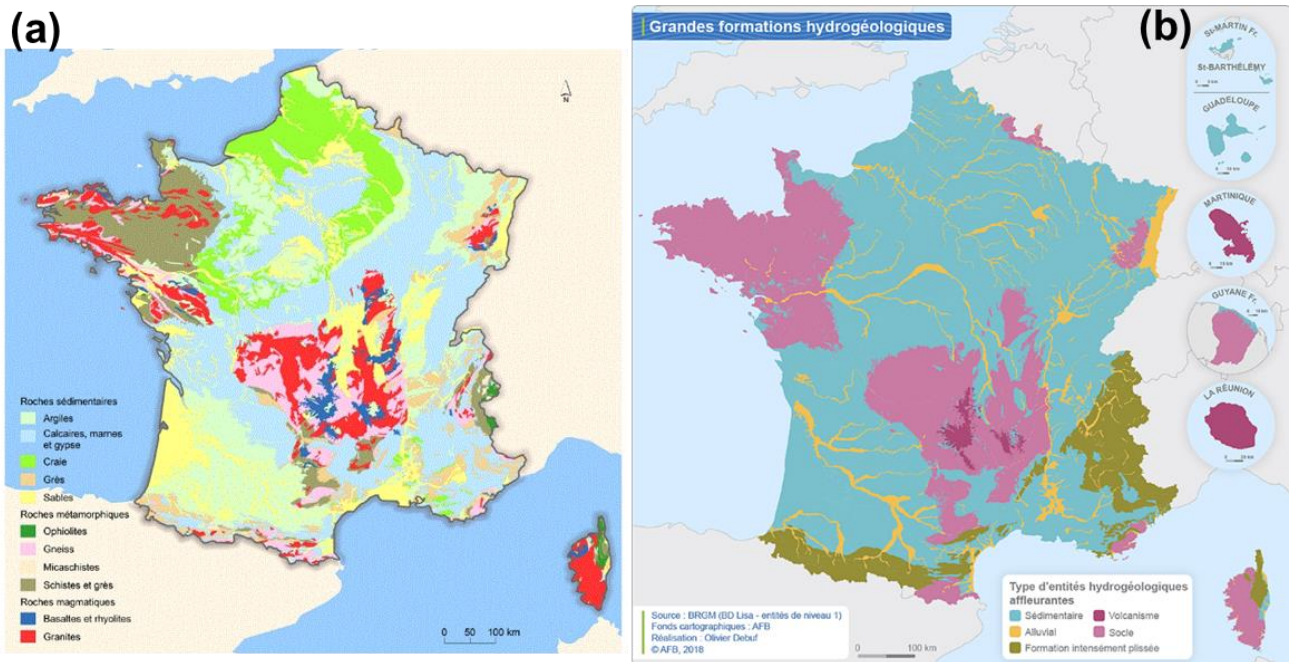


Figure 5. France : (a) Carte lithologique simplifiée (modifié d'après brgm 2012) et (b) carte des grandes formations hydrogéologiques (extrait de la BDLISA, entités de niveau 1 – (c) AFB 2018)

La France est caractérisée par une grande diversité de contextes géologiques et lithologiques (Figure 5a), à l'origine d'une grande variété de types d'aquifères (Figure 5b). On a répertorié 6500 aquifères distincts en France qui peuvent être classés en aquifères libres ou captifs, aquifères alluviaux, karstiques et fissurés, sédimentaires ou multicouches ou aquifères en zone de socle. Leurs caractéristiques sont décrites dans les paragraphes suivants. Environ 1500 aquifères s'étendent sur plus de 10 km² de superficie, dont 200 aquifères d'importance régionale, de taille allant de 100 à 100000 km². Sur les 200, 25 sont captives et 175 sont libres (BRGM 2009).

2.2.1. Milieux poreux : les aquifères alluviaux

De type poreux, localisés au sein des alluvions (sables, graviers...) déposés par les fleuves et les rivières, les aquifères alluviaux sont généralement associés à des eaux de surface avec lesquels ils interagissent. Ils sont situés dans des plaines alluviales où sont souvent localisés également les sols agricoles les plus fertiles et les villes (Figure 6a). Outre la recharge diffuse due aux précipitations, le bilan hydrique des aquifères alluviaux dépend fortement de l'écoulement des eaux souterraines des aquifères voisins et de leur interaction avec les eaux de surface (Figure 6b).

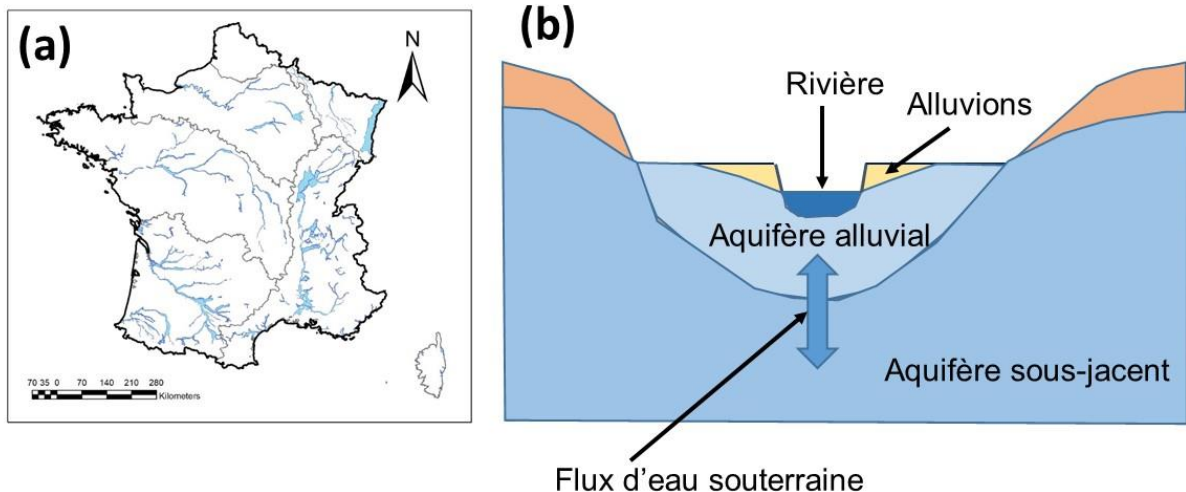


Figure 6. (a) Aquifères alluviaux en France ; (b) coupe géologique simplifiée d'une aquifère alluviale ayant des interactions avec un aquifère sous-jacent

2.2.2. Milieux poreux et fracturés : les grands aquifères sédimentaires

Un bassin sédimentaire est une dépression en forme de cuvette évasée due à un affaissement lent et progressif, où se sont déposés pendant une longue période (10 à 100 Ma.) et sur une grande épaisseur des sédiments variés. D'un point de vue géométrique, il donne lieu à un empilement de roches sédimentaires en forme d'assiette (Figure 7b). Trois grands bassins sédimentaires sont présents en France : les bassins de Paris, de l'Aquitaine et du Sud-Est. Ces aquifères sont de trois types : monocouche libres (craie, calcaire) ; multicouches (bassin parisien, bassin aquitain) ; profonds captifs artésiens. Le Bassin parisien est le plus grand bassin sédimentaire de France. La séquence s'étend des sédiments permien et triasiques à la base aux dépôts tertiaires à la surface et contient au moins sept aquifères majeurs (Figure 7b), dont les plus profonds sont saumâtres. Les principaux aquifères sont : l'aquifère crayeux du Crétacé supérieur ([vert clair] sur la Figure 7a), les sables verts de l'Albien [vert foncé], le calcaire du Jurassique inférieur (bleu clair et moyen) et les grès du Trias inférieur des Vosges (magenta sur la Figure 7a). De grands aquifères tertiaires (Beauce, Brie, [jaune]) se trouvent à la surface du bassin. Selon le type de roche, l'eau souterraine est stockée dans des pores, microfractures ou fractures, voir des vides plus importants pour les formations carbonatées.

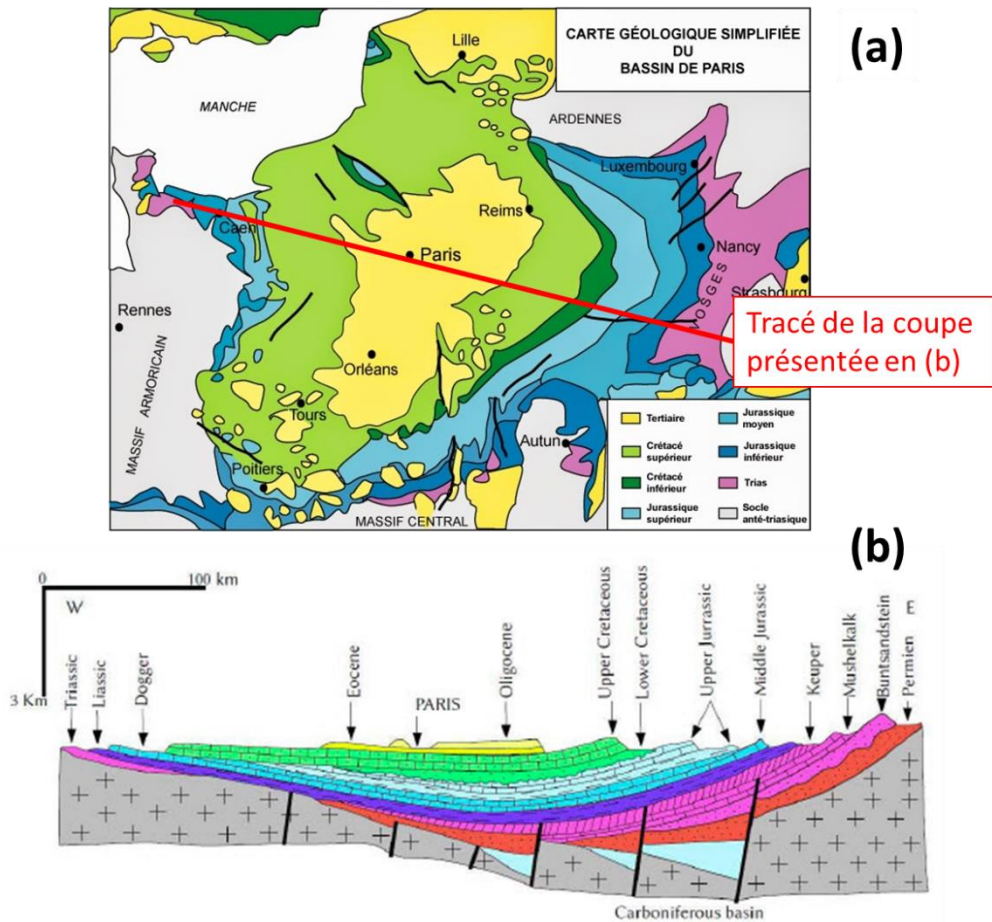


Figure 7. (a) Carte géologique du Bassin de Paris (b) Coupe géologique simplifiée du Bassin de Paris

2.2.3. Milieux fracturés : les aquifères de socle et volcaniques

En France, les roches cristallines (ou roches de socle) sont principalement situées dans le Massif Armoricain à l'Ouest et dans le Massif Central au centre du pays (Figure 8a). Les massifs des Vosges, des Pyrénées et des Alpes constituent d'autres affleurements importants de ce type de roche. La Corse est également composée principalement de roches fracturées. Les roches volcaniques sont situées dans le Massif Central et les îles des DROM, comme la Réunion, la Martinique et la Guadeloupe.

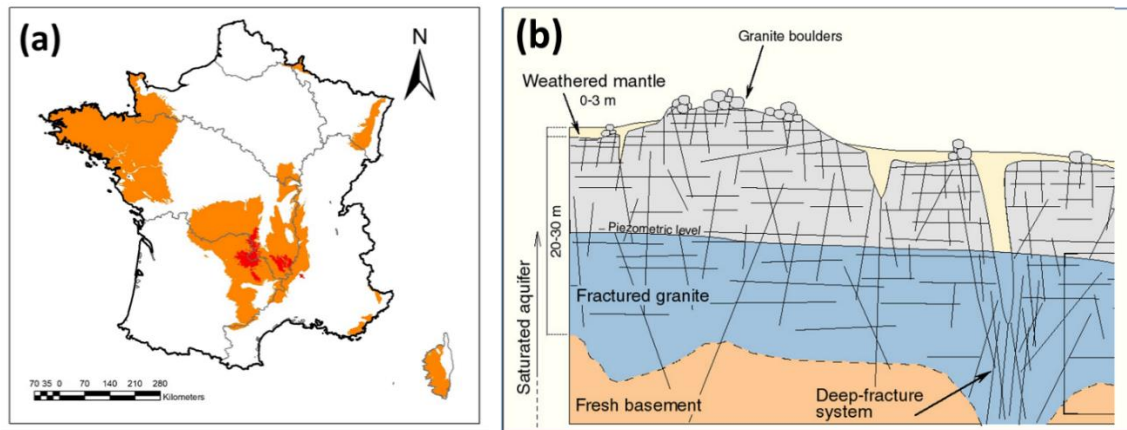


Figure 8. (a) Carte des roches cristallines en France (rouge: granite, rose: gneiss, brun: schistes); (b) coupe hydrogéologique d'un aquifère cristallin fracturé et altéré (modifié d'après Maréchal et al. 2004)

Le profil géologique typique des aquifères cristallins altérés (Dewandel et al., 2006) se compose de haut en bas (Figure 8b) : sol rouge des premiers décimètres au premier mètre, régolite sableuse de quelques mètres d'épaisseur, saprolite d'environ 3 mètres à 10 - 25 mètres de profondeur, granite ou gneiss. La partie supérieure de la roche est fortement altérée et fracturée, mais la fréquence des fractures diminue rapidement avec la profondeur pour atteindre la roche saine à quelques dizaines de mètres de profondeur.

2.2.4. Milieux karstiques : les aquifères karstiques

Les aquifères karstiques sont très répandus en France : outre la présence de roches carbonatées karstifiables dans le Bassin de Paris, la plupart des aquifères se trouvent dans le Jura, l'arc alpin, les Causses, les Pyrénées et la bordure entre le Bassin de Paris et le Bassin Aquitain (Figure 9a). Le réseau de drainage karstique (ensemble de conduits) a une forte perméabilité ; il est alimenté par une recharge diffuse (par infiltration au travers du sol) et localisée (par infiltration au travers de pertes au sein des rivières) (Figure 9b). Ils donnent lieu à des sources de débits souvent élevés et très variables dans le temps. Ils constituent des réserves en eau souterraine très importantes mais souvent difficilement mobilisables. Du fait de circulations d'eau très rapides, leur vulnérabilité à une pollution est élevée, le pouvoir épurateur de l'aquifère étant moins efficace.

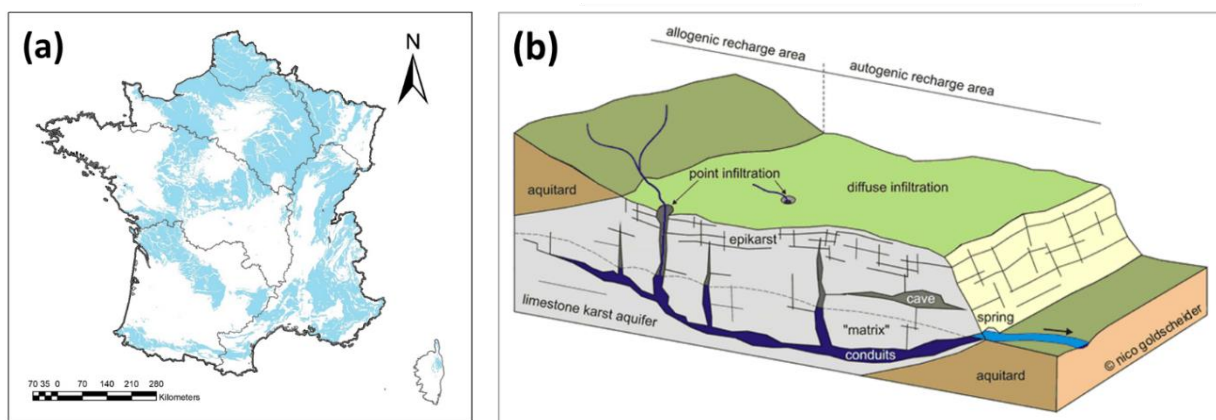


Figure 9 : (a) Carte des roches carbonatées karstifiables (en bleu), modifié d'après Chen et al. (2017) (b) Schéma simplifié d'un aquifère karstique (modifié d'après Goldscheider et Drew, 2007)

2.3. AQUIFERE, ECOSYSTEME ET BIODIVERSITE

Note : la description effectuée ci-dessous est principalement consacrée à la macro- et méso-faune, la microfaune des eaux souterraines étant encore très peu connue.

Selon l'EFESE, un écosystème désigne « un complexe dynamique de populations végétales, animales et de micro-organismes (biocénose), associées à leur milieu non-vivant (biotope) et interagissant en tant qu'unité fonctionnelle ».

Bien que l'habitat qu'offre les eaux souterraines soit inhospitalier (température basse, obscurité, espace restreint, nutriments et oxygènes rares), les eaux souterraines constituent un système biologique très actif, appelé faune stygobie ou stygofaune (assemblage d'espèces caractérisées par une vie exclusive dans les eaux souterraines) : crustacés, acariens, vers, escargots, poissons cavernicoles, amphibiens stygobies et de très nombreux micro-organismes occupent ce milieu souterrain. La majeure partie du peuplement des eaux souterraines est constituée par ces derniers. Leur présence est essentielle à la biocénose naturelle de cet écosystème invisible (Baumgartner, 2015).

Les métazoaires des eaux souterraines (stygofaune) ont fait l'objet d'études depuis plus de 100 ans. Les écosystèmes d'eaux souterraines abritent une vaste diversité de fossiles vivants et d'espèces endémiques (Malard et al., 2009). Certains représentants de la stygofaune sont des fossiles vivants. Leurs ancêtres se sont réfugiés dans le sous-sol car ils fuyaient les changements climatiques. Pendant les ères glaciaires, les conditions sous terre restaient constantes. Les espèces qui ont colonisé ce milieu ont ainsi pu survivre jusqu'à notre époque sans devoir s'adapter. Quant à leurs proches parents, restés en surface, ils ont disparu depuis longtemps (Baumgartner, 2015). De plus, comme l'indique la richesse cumulée des espèces stygobies qui ont été signalées dans diverses études (par exemple Deharveng et al., 2009), une grande partie de la diversité des métazoaires des eaux souterraines attend toujours d'être découverte.

Pour s'alimenter, ces êtres vivants utilisent comme source d'énergie et de nutriments des matériaux organiques qui s'infiltrent depuis la surface lors de la recharge des nappes aquifères (Hancock et al., 2005) : ils sont capables de vivre au ralenti et de « jeûner » pendant des mois. Leur longévité est grande avec certains organismes pouvant atteindre l'âge de 15 ans (Hancock et al., 2005), voire plus (ex. salamandre cavernicole).

La biocénose présente dans les aquifères karstiques est différente des autres aquifères ; elle est plus variée du fait de la taille des vides pouvant l'abriter (Figure 10). D'un point de vue de l'évolution, chaque aquifère karstique, isolé des autres par la zone non noyée du karst, se comporte comme une île. À l'instar des fameux pinsons de Darwin, la vie s'est diversifiée au sein de ces "îles", produisant de nombreuses espèces endémiques. Ainsi, en France, le système karstique du Lez (Montpellier, Hérault) est considéré comme l'un des dix plus riches de la planète, avec un taux d'endémisme de 30% pour les mollusques par exemple.

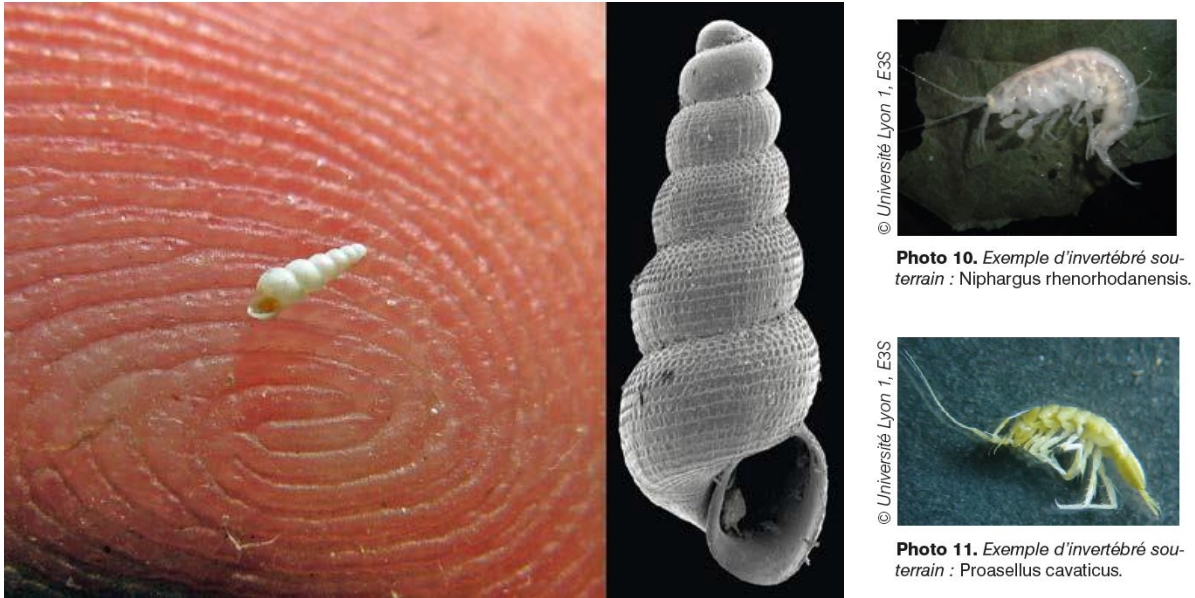


Figure 10 : Photo de gauche - *Moitessieria rolandiana* est une des plus petites espèces de gastéropodes. Elle vit aussi bien dans le réseau de microfissures des karsts que dans le sous-écoulement des rivières, entre les graviers et à l'abri de la lumière (tiré de Prié et al. 2013). Photos de droite – *Niphargus rhenorhodanensis* et *Proasellus cavaticus* (tiré de AFB/Armines 2017)

Les espèces souterraines peuvent y être regroupées en deux grands groupes : terrestre et aquatique. Les termes utilisés pour décrire ces espèces sont des *trogloxènes/stygoxènes*, *troglophiles/stygoaphiles* et *troglobites/stygoobites* (Culver et al., 2000). Le préfixe *troglo* se réfère (rempli d'air) aux grottes tandis que le préfixe *stygo* représente l'eau souterraine. Trogloxènes (visiteurs des grottes) sont des espèces qui visitent fréquemment les grottes (par exemple pour s'abriter), mais qui doivent quitter la grotte pour terminer leur cycle de vie. Les chauves-souris en sont d'excellents exemples de troglaxènes. Les troglo- et les stygoaphiles vivent dans des grottes ou dans les eaux souterraines et peuvent y achever leur cycle de vie, mais peuvent aussi vivre dans des habitats de surface adaptés. Les troglobites et les stygoobites sont des espèces qui vivent seulement en milieu souterrain, dans les grottes ou dans les eaux souterraines, et sont totalement adaptées à la vie sans lumière. Ces espèces n'ont généralement pas d'yeux ni de pigments sur la peau. Les poissons aveugles et salamandres cavernicoles (connus sous le nom de protée également, découvert au XVII^{ème} siècle en Carniole sont des exemples de ce groupe (Gibert et al., 1994).

En France, la plupart des espèces ont été découvertes après 1960 (Dole et Malard 2010). Plus de 100 espèces ont été découvertes en Rhône-Alpes au cours des cinquante dernières années, ce qui représente 78 % de la connaissance régionale actuelle (Figure 11). Cela est lié à la création en 1960 d'un laboratoire de biologie et écologie souterraines à l'Université de Lyon qui travaille sur la connaissance de cette faune particulière.

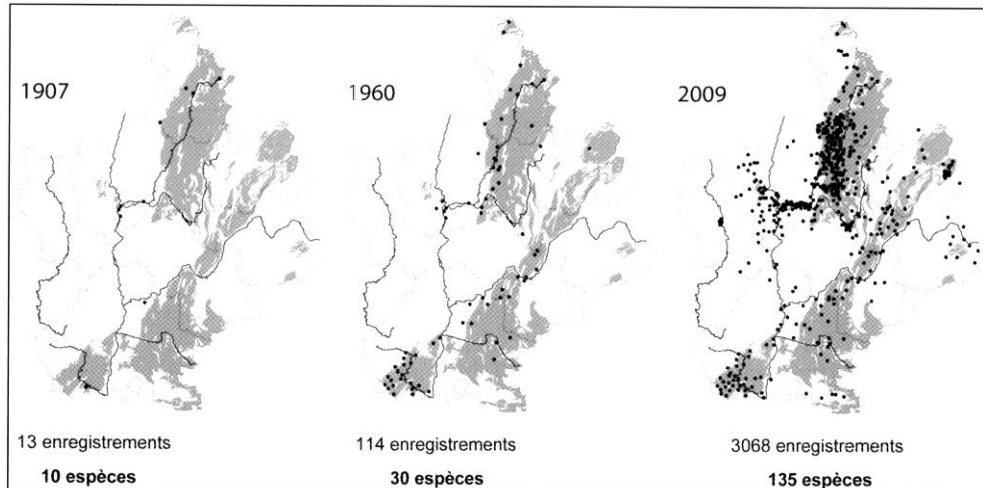


Figure 11 : Évolution des connaissances en Rhône-Alpes au cours du siècle dernier: distribution des occurrences en 1907, 1960 et 2009; nombre d'espèces sty gobies connues correspondant à chaque période (tiré de Dole et Malard 2010).

On pense que les stygobites fournissent une gamme de services écosystémiques en raison du rôle qu'ils jouent dans le cycle biogéochimique et le maintien de la qualité de l'eau par leurs interactions avec la communauté microbienne (Maurice et Bloomfield 2012). Ils peuvent également être utiles comme marqueurs du bon état qualitatif des eaux souterraines (Tomlinson et Boulton, 2010), et sont importantes sur le plan scientifique parce qu'il s'agit d'un exemple inhabituel d'une faune ancienne qui a survécu à l'époque des changements géologiques et climatiques.

En raison du manque actuel de connaissances sur la répartition de la biodiversité souterraine et des services écosystémiques qu'elle fournit, la directive cadre européenne actuelle de l'UE sur l'eau souterraine (2006/118/CE) appelle à poursuivre les recherches afin de fournir de meilleurs critères pour assurer la qualité et la protection de l'écosystème des eaux souterraines, et précise: "Le cas échéant, les résultats obtenus devraient être pris en compte dans la mise en œuvre ou la révision de la présente directive. Une telle recherche, ainsi que la diffusion des connaissances, de l'expérience et des connaissances doit être encouragée et financée".

Plus généralement, l'écosystème souterrain est donc constitué d'une biocénose composée principalement de micro-organismes (et de quelques autres animaux, appelée faune stygobie) et d'un biotope qui est la nappe aquifère.

3. Certains services dépendent fortement des aquifères

3.1. RÔLE IMPORTANT DES AQUIFERES POUR LA FOURNITURE DE SERVICES

En France, le volume d'eau souterraine est estimé à 2000 milliards de m³¹. Ces ressources en eau souterraine ne sont pas réparties uniformément sur le territoire, et peuvent varier fortement selon les saisons. Chaque année, environ 5 % de ces 2 000 milliards de m³, soit 100 milliards de m³/an, s'écoulent vers les sources et les cours d'eau, tandis que près de 6 milliards de m³/an sont prélevés pour les activités humaines, soit 0,3% du volume total des eaux souterraines chaque année. De par leur rôle clé dans le cycle de l'eau, les aquifères contribuent à la fourniture de plusieurs services aux activités humaines (Figure 12) : le stockage et la production naturelle d'eau de qualité (pour l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation,...), l'alimentation en eau des milieux aquatiques associés (zones humides, zones de résurgences le long de cours d'eau), la régulation des inondations et du cycle du carbone, mais également la géothermie et des services récréatifs. Nous qualifierons par la suite ces services de **services dépendants des aquifères**. De par la grande diversité des types d'aquifères présents sur le territoire, les niveaux de ces services sont très variables spatialement.

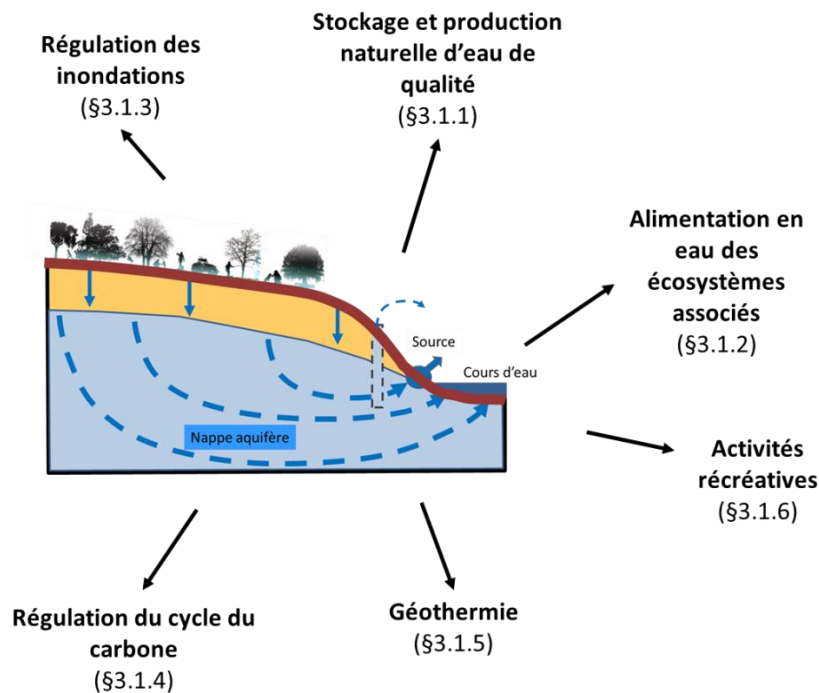


Figure 12. Exemples de services dépendants des aquifères

¹ <https://www.eaufrance.fr/les-eaux-souterraines>

3.1.1. Le stockage et la production naturelle d'eau de qualité

En France, près de 6 milliards de m³ sont prélevés chaque année dans les nappes dont 64% pour l'eau potable. En 2013, les prélèvements d'eau souterraine couvraient environ 68% des besoins domestiques, 37% des besoins agricoles d'eau d'irrigation et 38% des besoins industriels (prélèvements des centrales nucléaires non compris) (CGDD, 2017). Ces proportions sont très variables selon les bassins, comme l'illustre la Figure 13.

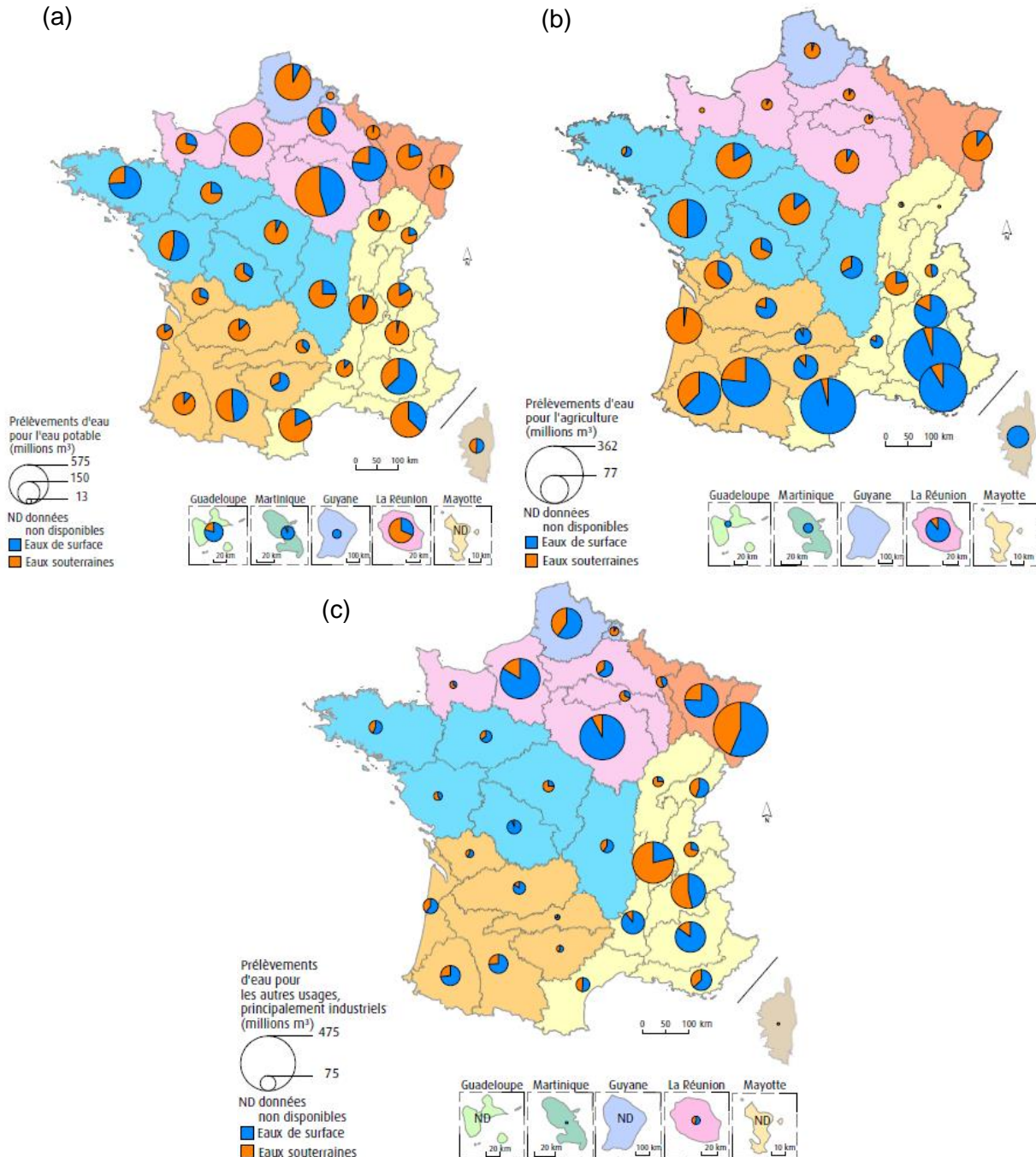


Figure 13. Prélèvements d'eau par types de ressources et par sous-bassins hydrographiques en 2013 (a) pour l'alimentation en eau potable, (b) pour l'agriculture, (c) pour les usages industriels (CGDD, 2017)

La qualité des ressources en eau souterraine est généralement supérieure à celle des eaux de surface. Le long temps de transit des eaux souterraines au sein des aquifères sont accompagnés

de phénomènes de dispersion, diffusion, adsorption et dégradation des éventuels polluants (en partie par l'activité microbienne qui dégrade les composants organiques et éliminent ainsi certains polluants de même que les germes pathogènes). Ce pouvoir auto-épuration des aquifères est d'autant plus élevé que les temps de transit sont importants. Les aquifères jouent alors le rôle d'infrastructures (naturelles) de potabilisation, remplaçant des infrastructures artificielles qui auraient été nécessaires pour traiter de l'eau de surface (floculation, décantation, désinfection...) pour certains usages sensibles à la qualité tels que la production d'eau potable. Ce niveau de service rendu par les aquifères est variable selon leurs caractéristiques hydrogéologiques et géochimiques qui déterminent le coût d'exploitation de la ressource (Tableau 1).

Les aquifères assurent également le rôle d'infrastructures de distribution d'eau sur des territoires parfois très importants. Ils remplacent ainsi des infrastructures artificielles de distribution d'eau (canaux et canalisation) que la société aurait dû construire et maintenir en absence d'eau souterraine. Les régions dépourvues de volume facilement exploitable d'eau souterraine comme la Provence par exemple ont ainsi dû développer d'importants réseaux de canaux et canalisation pour alimenter les zones agricoles et urbaines. L'importance de ce service est fonction de l'extension géographique de l'aquifère et de la nappe, et donc indirectement du linéaire de canalisation qu'elle permet d'éviter de construire pour desservir les populations.

Tableau 1. Lien entre les types d'aquifères et le service stockage et production naturelle d'eau de qualité

Aquifères alluviaux	Les aquifères alluviaux ont un rôle très important pour l'approvisionnement en eau : ils fournissent 45% des volumes d'eau en France. En raison de leur faible profondeur, les aquifères alluviaux présentent généralement des débits élevés à faible coût d'exploitation. Ils assurent un rôle écologique important de par leur lien hydraulique avec les zones humides. Mais du fait de leur faible profondeur, les nappes qu'ils contiennent ont une forte vulnérabilité aux pollutions. Les prélèvements les plus importants sont situés dans la nappe alluviale d'Alsace (500 Mm ³ /an), la plaine de Lyon (300 Mm ³ /an) et la nappe de l'Isère (180 Mm ³).
Grands aquifères sédimentaires	Les bassins de Paris et d'Aquitaine contiennent les aquifères sédimentaires les plus productifs qui fournissent des rendements élevés à partir de couches perméables. Les nappes de ces aquifères crayeux du bassin parisien dans le nord de la France fournissent environ 360 Mm ³ /an, tandis que les aquifères multicouches du bassin aquitain fournissent environ 350 à 450 Mm ³ /an.
Aquifères de socle et volcaniques	Les aquifères de socle et volcaniques se caractérisent généralement par de faibles débits productifs, mais peuvent avoir une forte importance localement. Dans les zones de plaine (Bretagne), les aquifères de socle sont exploités par des forages peu profonds de 50-100 m de profondeur, tandis que dans les zones montagneuses (Pyrénées, Alpes, Massif central), l'eau provient généralement de sources naturelles qui s'écoulent par gravité. Les taux de prélèvement d'eau sont généralement faibles, seulement quelques m ³ /heure. La quantité totale d'eau souterraine fournie par les aquifères de roches volcaniques du Massif central est d'environ 40 Mm ³ /an. Ces aquifères offrent de faibles rendements, mais ils représentent souvent la seule source d'approvisionnement pour les petits villages ou les exploitations agricoles.
Aquifères karstiques	Les aquifères karstiques fournissent 40 % de l'approvisionnement en eau potable du pays. En raison de l'écoulement rapide des eaux souterraines dans les conduites karstiques et de l'infiltration de l'eau dans les dolines ² ou pertes, les nappes karstiques sont très vulnérables à la pollution de surface.

² Forme caractéristique d'érosion des calcaires en contexte karstique.

Selon les contextes, la présence de ressources en eaux souterraines bien préservées – via la fourniture de ce service de stockage et de production d'eau de qualité - peut jouer un **rôle d'assurance**³ non négligeable en contexte de sécheresse, en cas de survenue d'évènements extrêmes (ou « chocs »), qu'ils soient d'origine naturelle (tempête, inondation, glissement de terrain, sécheresse exceptionnelle, séisme) ou anthropique (pollution accidentelle d'une ressource principale, accident nucléaire, attaque bactériologique), mais également en cas de dégradation progressive de la qualité des ressources en eau superficielles (concentrations très élevées en nitrates et en pesticides, multiplication du nombre de polluants émergents, développement des cyanobactéries dans les retenues).

- Les aquifères contiennent un stock d'eau d'importance variable. Lorsque ce stock est important, il peut permettre de répondre aux besoins humains pendant une période de sécheresse, jouant ainsi le rôle d'une infrastructure de stockage et donc d'**assurance contre le risque de sécheresse**. La présence d'un important réservoir souterrain peut ainsi remplacer un barrage de grande capacité qui aurait dû être construit pour rendre le même service de sécurisation de l'approvisionnement en eau (pour des usages eau potable ou irrigation). C'est pourquoi, certains économistes parlent de la « valeur tampon » ou de la « valeur de stabilisation » des eaux souterraines pour qualifier leur rôle d'assurance contre le risque de sécheresse ou de pénurie d'eau. Ce rôle d'assurance est toutefois très variable d'un aquifère à l'autre : il dépend du volume d'eau stockée, de la connectivité de la nappe considérée avec les masses d'eau superficielles ou encore de son taux de renouvellement annuel (rapport flux / stock).
- Les aquifères peuvent protéger plus ou moins l'eau souterraine qu'ils contiennent des pollutions accidentelles de surface. En ce sens, ils constituent une assurance contre le risque de pollution. Le niveau de protection varie selon les aquifères, et en particulier selon leurs caractéristiques géologiques (type de sol, épaisseur et caractéristiques de la zone non saturée) qui déterminent ce que les hydrogéologues appellent leur vulnérabilité intrinsèque. Par exemple, bien protégées par les couches de sol et de roches plus ou moins perméables qui les recouvrent, les nappes profondes (souvent captives), représentent une bonne **assurance contre les risques de pollution majeure**. Les plus grandes villes françaises disposent d'ailleurs de forages de secours permettant d'alimenter la population en eau potable en cas de pollution de type nucléaire, chimique ou bactériologique. C'est le cas par exemple de la nappe de l'Albien Néocomien à Paris (Encadré 1).
- En cas de survenue d'évènement extrême d'origine naturelle affectant la ressource principale ou une infrastructure de transfert structurante (rupture d'un adducteur majeur provoquée par un glissement de terrain ou un séisme), le fait de disposer de captages en eau souterraine de secours, répartis sur l'ensemble du territoire peut permettre d'assurer une alimentation de secours (service dégradé avec possibilité de coupures tournantes). L'accès à l'eau souterraine permet alors de remplacer momentanément la ressource et l'infrastructure hors service. Certaines nappes superficielles situées à distance des côtes peuvent par exemple également jouer un **rôle primordial de secours en cas d'évènement extrême** de type tsunami ou tempête. Plusieurs aquifères d'ultime secours ont ainsi été identifiés dans différentes régions du monde⁴, et sont parfois réservés exclusivement pour subvenir aux besoins en cas de chocs.

³ Hérivaux et Rinaudo (2016) ; <https://professionnels.afbiodiversite.fr/fr/restitution/pourquoi-comment-preserver-eaux-souterraines-leur-role-dassurance>

⁴ Pour plus d'information : projet GWES Groundwater for Emergency Situations porté par l'UNESCO sur la période 2002-2013 (<http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001427/142762e.pdf>).

- Enfin, la préservation de ressources en eau souterraine de bonne qualité peut également jouer un **rôle de sécurisation sur le long terme** face à différents types de stress (augmentation des besoins liés à la démographie, dégradation de la qualité des ressources en eau par exemple). En France, les zones de sauvegarde pour le futur (ZSF) pour l'AEP en cours de délimitation visent, entre autres, à assurer ce rôle de sécurisation (Encadrés 2 et 3). Les préserver aujourd'hui constitue une assurance de pouvoir bénéficier d'une eau potable de qualité, en quantité suffisante pour les générations futures. Il s'agit alors de préserver des ressources peu ou pas utilisées aujourd'hui pour une utilisation potentielle dans le futur. Ces aquifères sont considérés comme un patrimoine dont la valeur pour la société augmentera certainement dans le futur et qu'il convient de protéger. Les nappes aquifères qui peuvent jouer ce rôle sont des ressources de bonne qualité, importantes en quantité, et bien situées par rapport aux zones de consommation actuelle ou future.

Encadré 1. Le cas de la nappe de l'Albien Néocomien

Depuis 1996, la nappe de l'Albien-Néocomien est identifiée dans le SDAGE Seine-Normandie comme une ressource stratégique pour l'alimentation en eau potable de secours en Ile-de-France. Cette nappe captive profonde (jusqu'à 1000 mètres de profondeur) est en effet de bonne qualité, naturellement bien protégée des pollutions de surface, et présente sous tout le bassin parisien. Bien que la nappe ne puisse être exploitée en régime normal qu'à de faibles débits, le volume du réservoir géologique offre un stock d'eau important pouvant être exploité très intensivement pendant une période de quelques mois en cas de crise.

Le Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIF) illustre le caractère stratégique de la nappe de l'Albien-Néocomien pour l'AEP de secours. Le SEDIF est responsable de la production et de la distribution d'eau potable pour 4,4 millions d'habitants en région parisienne (149 communes). 750 000 m³ sont distribués chaque jour en moyenne. 95% des volumes proviennent de ressources en eau superficielle (Seine, Marne et Oise). La sécurisation de la distribution d'eau potable en cas de crise est principalement assurée par le maillage des réseaux entre ces trois ressources en eau, ainsi que par le maillage avec les distributeurs voisins. Le SEDIF dispose également de plusieurs forages dans les eaux souterraines (calcaires de Champigny, Yprésien et Albien), dont quatre forages dans la nappe de l'Albien-Néocomien (autorisation de prélèvement de 4,6 millions m³/an). Ces forages, même s'ils contribuent peu à l'alimentation en eau potable en routine, ont une grande valeur pour des gestions de crise majeure, en cas d'ultime secours (avec un débit exploitable de 150 m³/h). Le plan de secours du SEDIF, basé sur les préconisations du Plan Régional d'Alimentation en Eau Potable (PRAEP), vise une alimentation en eau de 80% de la population qui resterait présente sur le territoire pendant la crise, avec 10 litres par jour par habitant, et 20 établissements sensibles qui continueraient à être alimentés.

Encadré 2. Les zones de sauvegarde pour le futur. Exemple du bassin Rhône-Méditerranée.

Le SDAGE 2016-2021 du bassin Rhône-Méditerranée, dans sa disposition 5E01, demande aux services de l'Etat et aux collectivités concernées d'identifier et de caractériser, au sein des masses d'eau souterraine, les « ressources stratégiques » d'intérêt régional ou départemental pour la satisfaction des besoins actuels et futurs en eau potable et de délimiter les zones nécessaires à la sauvegarde de ces ressources. Il demande de définir, en concertation avec les acteurs concernés, les modalités de préservation de ces ressources avec un usage prioritaire pour l'alimentation en eau potable.

L'objectif est de se donner les moyens de préserver à la fois les ressources stratégiques qui permettent aujourd'hui d'approvisionner en eau potable les importantes concentrations humaines du bassin mais également celles, non ou encore peu utilisées, géographiquement bien situées et à même de satisfaire de tels besoins dans l'avenir. L'identification de zones de sauvegarde vise à circonscrire les secteurs sur lesquels définir et mettre en œuvre de manière efficace des actions spécifiques et encadrer certaines activités pour maintenir une qualité de l'eau compatible avec la production d'eau potable sans

avoir à recourir à des traitements lourds et pour garantir l'équilibre entre les prélèvements et la recharge naturelle ou le volume disponible.

Encadré 3. La Boucle des Maillys : Exemple de protection d'une ressource d'eau potable majeure pour les générations futures

Face à des difficultés récurrentes rencontrées pour l'alimentation en eau potable en période de sécheresse, et l'absence de stocks importants de ressources en eau souterraine, le Conseil Général de Côte d'Or a initié dès 1995 une démarche de recherche de ressources en eau stratégiques pour l'alimentation en eau potable future à l'échelle du département. La Boucle des Maillys, boucle fluviale de la Saône d'1,5 km, a été rapidement identifiée comme un site à fort potentiel, non utilisé actuellement, avec une capacité de production de 9 millions de m³ par an et 30 000 m³ par jour, mais avec présence de pollutions diffuses d'origine agricole. Le Conseil Général a alors rapidement engagé une politique de maîtrise foncière sur ce territoire, afin de protéger la ressource en eau avant d'envisager de la mobiliser pour la production d'eau potable.

En une vingtaine d'années, le Conseil Général est devenu propriétaire de 243 ha qui concernaient 110 propriétaires et 19 exploitants agricoles, d'abord grâce à des acquisitions foncières à l'amiable sur 75% du territoire de 1995 à 2001, puis via une Déclaration d'Utilité Publique (DUP) d'« aménagement écologique de la boucle des Maillys » dans un objectif de « Protection d'une ressource d'eau potable majeure dans le cadre d'un développement durable », lui permettant d'acquérir par expropriation les dernières parcelles entre 2008 et 2015.

Un plan de gestion écologique a été mis en place permettant de rendre compatible préservation des ressources en eau, utilisation de l'espace, économie agricole et activités récréatives. La qualité de la nappe s'est très rapidement améliorée (de 100 mg/L à moins de 40 mg/L de nitrates en deux ans). Une dizaine de partenaires sont aujourd'hui impliqués dans la gestion de ce site, parmi lesquels une association syndicale agricole de jeunes agriculteurs (pratique de la fauche tardive et achat de foin), l'Office National des Forêts, l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (gestion du gibier), la Fédération de Pêche locale (conditions d'accès spécifiques), et une association d'insertion (entretien des chemins et des fossés hydrauliques).

La Boucle des Maillys constitue aujourd'hui une réserve écologique accessible aux riverains et support de diverses activités pédagogiques. La ressource en eau pourrait être à terme utilisée pour la production d'eau potable si les besoins s'en font sentir. Cependant, sa mobilisation impliquerait la création de nouvelles infrastructures d'adduction d'eau, ainsi qu'une réflexion sur l'organisation de la gouvernance du secteur eau potable à l'échelle départementale, qui repose aujourd'hui sur une cinquantaine de syndicats d'eau potable.

3.1.2. L'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés

Les aquifères ont également un rôle clé dans le cycle de l'eau via l'alimentation des cours d'eau et zones humides associées. Ce service est lié à leur capacité à réalimenter en eau les cours d'eau et les zones humides pendant la période d'étiage (très basses eaux). Les apports d'eau souterraine représentent l'essentiel des apports en eau pendant les périodes sans précipitation dans de nombreux cours d'eau et/ou zones humides situées dans la zone exutoire des nappes aquifères. Cette réalimentation des cours d'eau est très dépendante de la configuration géologique, topographique et hydrologique. Elle est également très dépendante des caractéristiques des cours d'eau et des zones humides.

Les eaux souterraines contribuent ainsi au bon fonctionnement des rivières en période d'étiage en permettant d'éviter plusieurs types de dégradations (Nowak et Michon, 2017) :

- La fragmentation des cours d'eau (ou la rupture de la continuité écologique) : le manque d'eau, par la baisse des niveaux d'eau qu'il induit, peut rendre certains obstacles, naturels ou non, infranchissables ou supprimer des connexions, et de ce fait limiter les déplacements des organismes mobiles comme les poissons et ainsi bloquer leur cycle de vie (exemple des poissons migrateurs) à des périodes critiques.

- L'élévation de la température : la réduction de la vitesse de courant et de l'épaisseur de la lame d'eau rend les cours d'eau plus sensibles à l'ensoleillement. L'élévation de la température peut alors modifier directement la physiologie de certains organismes pouvant aboutir à leur mort en cas de stress thermique très important, et modifier les équilibres biologiques (phénomènes d'eutrophisation, développement de cyanobactéries, augmentation de la virulence de certains agents pathogènes...).
- La modification de la qualité physico-chimique de l'eau : une baisse importante des débits peut, en limitant la dilution et l'évacuation des polluants, augmenter leur concentration dans certaines portions de cours d'eau, plus particulièrement dans le cas de pollutions diffuses (eutrophisation des cours d'eau par exemple).
- La modification de la végétation aquatique : la faiblesse des débits et l'augmentation de la température peuvent faciliter le développement massif de la végétation aquatique dans le lit des cours d'eau. En revanche, en cas de situation extrême (assèchement complet des linéaires), cette végétation peut disparaître totalement.
- L'assèchement des linéaires : En cas de déficit extrême, les milieux aquatiques s'assèchent, entraînant la mort des organismes peu mobiles, comme le sont par exemple les jeunes alevins de poissons ou certains batraciens.

Dans le cadre de la convention AFB-BRGM, une synthèse a été réalisée afin de fournir les éléments d'une meilleure prise en compte des relations entre eaux souterraine, eau de surface et écosystèmes associés pour la mise en œuvre de la DCE (Vernoux et al. 2011). Elle aborde les éléments suivants : (i) relations entre qualité d'une eau souterraine et la qualité d'une eau de surface associée, particulièrement en période d'étiage ; (ii) évaluation des échanges quantitatifs entre eau souterraine et eau de surface ; (iii) impact des eaux souterraines sur les écosystèmes associés ; (iv) impact de l'exploitation des eaux souterraines sur la qualité biologique des cours d'eau. Sur ce dernier point, les auteurs concluent qu'une diminution du débit d'une rivière (suite à l'installation de pompes à proximité) est globalement néfaste pour les écosystèmes présents dans le cours d'eau (Vernoux et al. 2011). Le volet (ii) sur les échanges quantitatifs a aussi fait l'objet récemment du projet NAPROM (Paran et al. 2007, 2008, 2010 et 2012) et de projets sur le Rhône dans le cadre de la Zone Atelier Bassin du Rhône (Paran et al. 2012 ; Parran et al. 2015).

Du fait de leur proximité et relation évidente, ce sont les **nappes alluviales** qui contribuent le plus à l'alimentation en eau des écosystèmes associés aux eaux de surface et ce, de façon diffuse le long des cours d'eau. De par leur débit très élevé, les sources drainant les **nappes karstiques** contribuent également, de façon ponctuelle, à l'alimentation des eaux de surface.

Encadré 4. Contribution des eaux souterraines aux débits et à la qualité des eaux de surface : exemple de la Garonne (Danneville, 1997)

La contribution des eaux souterraines aux débits et à la qualité des eaux de surface a été étudiée à une échelle régionale (bassin d'alimentation de la Garonne, en amont de son confluent avec le Tam (15 000 km²). Le travail a déployé deux types d'analyses : (i) l'analyse des hydrogrammes de crue (évolution du débit des rivières à différentes stations de mesures) et (ii) l'hydrochimie classique et isotopique qui a nécessité des campagnes mensuelles de prélèvements.

Les principaux réservoirs souterrains du bassin sont les aquifères karstiques, les aquifères alluviaux, les formations colluviales et les petits aquifères. L'apport des aquifères karstiques au réseau de surface varie suivant la saison. Il dépend de la nature du karst, de sa dynamique et de son altitude. Pour les nappes alluviales, les échanges qui sont d'ailleurs réduits, ont lieu en période de crue. Enfin, ce travail a mis en évidence l'existence de réservoirs souterrains, encore mal connus, qui ne fournissent pas de résurgence importante : les formations colluviales et les petits aquifères.

La composante souterraine de l'écoulement total de la Garonne à la station de Portet, déterminée à partir de l'extrapolation du tarissement sur l'hydrogramme résiduel (hydrogramme sans l'influence des aménagements et sans l'écoulement neigeux), est comprise entre 46 % et 60 % en 1993. Le ruissellement représente de 34 % à 48 % de l'écoulement total. La composante neigeuse est estimée à 6 %.

Ces origines variables de l'eau fluctuent au cours de l'année hydrologique en fonction de la dynamique des écoulements et induisent une variation de la qualité chimique et biologique de l'eau de surface. Une éventuelle pollution d'un des compartiments du cycle hydrologique peut avoir des conséquences très variables selon la période d'occurrence de cette pollution.

3.1.3. Régulation des inondations

Les aquifères contiennent, au sein de leur zone non saturée, un volume de stockage potentiel d'eau, particulièrement lorsque leur niveau piézométrique est bas. Du fait de circulations lentes au sein des nappes aquifères, l'eau qui s'infiltré vers les nappes durant un épisode de pluie intense, est momentanément « soustraite » de la partie superficielle du cycle de l'eau. Ce phénomène contribue à réduire le risque d'inondation.

Il existe cependant deux exceptions à ce rôle de régulation des inondations.

- Le phénomène de **remontée de nappe** correspond à une augmentation du niveau de la nappe aquifère suite à l'infiltration de grandes quantités d'eau durant de longues périodes de pluie jusqu'à saturation totale du réservoir et débordement de la nappe, engendrant ainsi une inondation. Ce phénomène a surtout été observé dans les nappes de la craie du Bassin Parisien.
- Au sein des aquifères karstiques, la rapide mise en charge des réseaux de chenaux karstiques et les écoulements rapides qui en résultent s'additionnent aux écoulements de surface une fois que le réservoir karstique est saturé. Cela engendre une **crue karstique** avec une dynamique très rapide (crue éclair) : ce type de phénomène est essentiellement rencontré dans le Sud de la France avec notamment les épisodes cévenols (Encadré 5).

A l'inverse, la **gestion active** des aquifères karstiques peut contribuer à diminuer le risque inondation à l'aval. Les aquifères karstiques constituent des réservoirs d'eau souterraine importants pour faire face à une hausse croissante des besoins en eau. Une gestion active (Collin, 1994) permet d'exploiter de manière optimale la ressource en eau de ces systèmes, en s'affranchissant des effets négatifs des fortes variations de débit des sources. Il s'agit de pomper, en saison sèche, à un débit supérieur au débit d'étiage, afin de solliciter les réserves que renferment ces aquifères (Avias, 1995). Celles-ci se reconstituent ensuite au cours de la saison des pluies suivante avec, pour conséquence une diminution de l'intensité des crues au début de la saison des pluies. En effet, ces systèmes se situent fréquemment à l'amont du bassin versant d'un fleuve côtier, souvent urbanisé en raison de la présence de cette ressource en eau et sujet à des crues éclair de type méditerranéen. Ces dernières donnent alors lieu à des inondations à l'origine de dommages matériels pouvant avoir des conséquences économiques considérables, voire générer des pertes en vies humaines comme à Nîmes par exemple (Maréchal et al., 2008). Par ailleurs, la préservation du milieu écologique des fleuves côtiers revêt également un enjeu important, notamment en période d'étiage, période durant laquelle un soutien par une partie des eaux pompées constitue une solution pour le maintien d'un débit réservé, permettant le bon équilibre écologique du cours d'eau. Une gestion multi-usages de tels aquifères est donc susceptible de répondre de manière intégrée à ces problématiques en apparence antagonistes : besoins supplémentaires en eau pour l'alimentation en eau potable, réduction des risques d'inondation et contribution à la préservation des milieux aquatiques (Maréchal et al., 2013). Ce stockage d'eau peut constituer une valeur d'assurance contre le risque inondation ou sécheresse qui fait l'objet d'une analyse en tant que solution fondée sur la nature dans le cadre du projet H2020 NAIAD (<http://naiad2020.eu/>).

Encadré 5. L'importance de comprendre le fonctionnement des aquifères karstiques pour la prévision des crues (Fleury et al., 2013)

En milieu méditerranéen, la prévision des crues est particulièrement compliquée sur les secteurs carbonatés. Les prévisionnistes se heurtent à la difficulté de proprement modéliser les aquifères karstiques, liée à la complexité des interactions entre eaux de surface et eaux souterraines. En étiage, lorsque les niveaux d'eau souterraine sont bas (Figure 14a), le karst peut stocker de l'eau, il possède alors un pouvoir de rétention. A l'inverse, en périodes de hautes eaux (Figure 14b), ses capacités de stockage sont limitées, entraînant une augmentation de la part ruisselante du fait d'un refus à l'infiltration et également des transferts souterrains rapides pouvant amplifier les crues à l'aval des bassins karstiques. On parle alors de crue karstique.

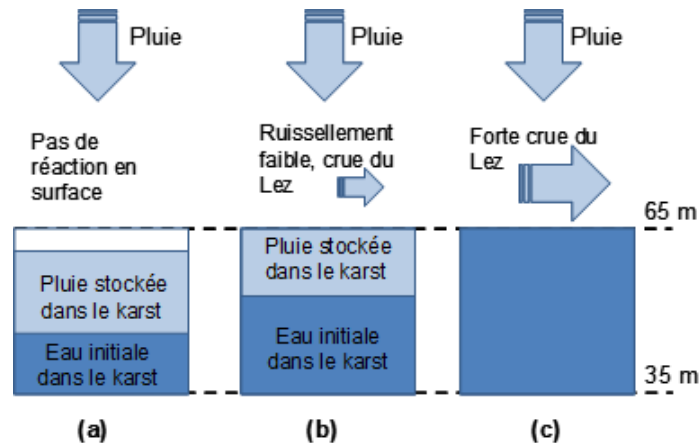


Figure 14. Schéma de fonctionnement hydrologique selon le remplissage initial du karst, exemple de l'aquifère karstique du Lez (d'après Fleury et al. 2013)

Il est ainsi indispensable de caractériser le fonctionnement de ces aquifères karstiques afin d'améliorer la prévision des crues.

3.1.4. Régulation du cycle du carbone

La dissolution des minéraux contenus dans les roches continentales et les sols est un processus qui capture du CO₂ atmosphérique (Beaulieu et al., 2012). Concentré dans les sols par la respiration des racines et la dégradation de la matière organique, le CO₂ d'origine atmosphérique se dissout dans les eaux qui drainent les profils de sol pour former de l'acide carbonique. Cet acide dissout à la fois les roches carbonatées (calcaires, dolomie, ...) et silicatées (granites, basaltes, ...). Après la réaction de dissolution, le CO₂ atmosphérique est piégé et emmené par les rivières vers l'océan sous la forme d'ions bicarbonates. Une fois parvenu à l'océan, ce carbone dissous est stocké dans la masse d'eau pendant plusieurs milliers d'années avant d'être finalement partiellement rendu à l'atmosphère ou stocké dans les sédiments marins lors de la formation de carbonates de calcium.

Ce processus soutire approximativement 0,3 milliards de tonnes de CO₂ à l'atmosphère chaque année, stockées dans les océans pour plusieurs milliers d'années. Bien que nettement inférieur à la production de CO₂ liée aux activités humaines (environ 8 milliards de tonnes/an), ce flux est du même ordre de grandeur que le flux net d'échange entre l'atmosphère et la biosphère continentale dans les conditions préindustrielles (0,4 milliards de tonnes). Il est particulièrement important au sein des aquifères karstiques où il consomme environ 10% des émissions totales de CO₂ d'origine anthropique ou 29% du puits de CO₂ manquant à l'échelle planétaire (Liu et al., 2008). En France, les terrains carbonatés représentent près de 30 % de la surface de la Métropole (environ 170 000 km² sur 550 000 km²), soit un potentiel de régulation du cycle du carbone important au niveau national.

3.1.5. La géothermie

Le réchauffement naturel de l'eau souterraine en profondeur (gradient géothermique naturel de 30°C/km) produit des eaux de plus en plus chaudes. Utilisée à l'origine à des fins thermales, l'énergie du sous-sol peut servir à de multiples usages : le chauffage de l'habitat, la production d'électricité mais aussi le rafraîchissement, la production de froid⁵. Que ce soit pour produire du frais, de la chaleur ou de l'électricité, capter l'énergie géothermique se fait toujours grâce à un fluide de manière directe ou indirecte. Deux technologies existent : (1) l'échangeur sur aquifère (l'aquifère est utilisé pour transporter les calories, le système est qualifié de " boucle ouverte") ; (2) l'échangeur en boucle fermée (un fluide circule dans les tubes en polyéthylène insérés dans le sol, c'est la circulation de ce fluide qui va permettre de capter les calories du sous-sol, le système est appelé "boucle fermée"). C'est la première d'entre elle (échangeur sur aquifère) qui repose sur la nappe aquifère.

Les services géothermiques rendus par les eaux souterraines le sont essentiellement au sein des aquifères des bassins sédimentaires qui ont la caractéristique de stocker de l'eau en grande quantité à des profondeurs importantes. Le potentiel géothermique du Bassin Parisien a notamment fait l'objet de nombreuses études (<http://sigessn.brqm.fr/spip.php?article253>).

3.1.6. Activités récréatives

Les aquifères karstiques sont le siège de phénomènes de dissolution à l'origine de cavités souterraines dans lesquelles des concrétions se forment. Cela donne lieu à un patrimoine naturel souterrain (grottes, spéléothèmes, stalagmites, stalactites...) qui peut faire l'objet d'activités récréatives telles que la visite de grottes touristique (Aven d'Ornac⁶,...), la pratique de la spéléologie... Ce milieu souterrain abrite également des peintures rupestres préhistoriques qui font l'objet de visites ou de réalisation de répliques (grotte de Chauvet⁷).

Les grandes sources des aquifères karstiques constituent des lieux remarquables qui font l'objet de nombreux visiteurs (Fontaine de Vaucluse⁸,...). Les sources d'eau miraculeuse telles que l'eau de Lourdes attirent également de nombreux visiteurs chaque année.

Si elles remontent suffisamment rapidement, les eaux chaudes réchauffées naturellement lors de leur descente en profondeur peuvent conserver en surface des températures comprises entre 20 et 70°C. Ces eaux sont utilisées pour un certain nombre d'activités curatives et récréatives : il existe en France 109 établissements thermaux répartis sur 89 stations thermales qui dépendent toutes et tous des eaux souterraines.

3.2. LA DEGRADATION DE L'ETAT DES EAUX SOUTERRAINES : UNE MENACE POUR CERTAINS SERVICES

La qualité et la durabilité de certains services dépendants des aquifères sont menacées par plusieurs types de dégradations auxquels font face les eaux souterraines : la dégradation de leur état quantitatif, chimique, thermique et biologique. Seuls les états quantitatif et chimique font l'objet d'un suivi pour la directive cadre sur l'eau (DCE) (Encadré 6). Ces dégradations résultent de plusieurs facteurs, parmi lesquels les changements d'occupation du sol, les rejets de polluants,

⁵ <http://www.geothermie-perspectives.fr/>

⁶ Aven d'Ornac est Grand Site de France

⁷ 600 000 visiteurs la première année (2016)

⁸ En moyenne 30 000 visiteurs/an ces 5 dernières années

la surexploitation et le changement climatique. La mise en œuvre de plans de gestion adaptés des eaux souterraines est souvent nécessaire pour préserver leur état, et ainsi assurer la durabilité des services rendus à la société.

3.2.1. Dégradation de l'état quantitatif

Les prélèvements, s'ils dépassent la capacité de renouvellement de la nappe (recharge naturelle annuelle voir pluriannuelle), peuvent mener à une surexploitation, se traduisant par la baisse des niveaux piézométriques et/ou des phénomènes d'intrusion d'eau de mer en zone littorale. En France (Figure 16b), 10% des masses d'eau souterraines étaient en « mauvais état quantitatif » en 2013, dans des contextes assez variés, tels que le Sud-Ouest et le centre de la Métropole, le pourtour méditerranéen, ainsi que les îles de la Réunion et de Mayotte (Petit et Michon, 2015). Les raisons invoquées sont principalement une surexploitation de la ressource au regard de la recharge des nappes, mais aussi des intrusions salines (Réunion, pourtour méditerranéen). Le changement climatique, par son influence sur la recharge des aquifères (diminution des précipitations efficaces), sur l'élévation du niveau de la mer, ainsi que sur la demande en eau (augmentation de la température de l'air) pourrait renforcer ces menaces. Le projet Explore 2070⁹ a par exemple montré que le niveau des nappes baissera de manière significative à l'horizon 2070, du fait du changement climatique. La baisse de la recharge pourrait atteindre de 30 à 50% dans le sud-ouest de la France.

Les conséquences sur les services dépendants des aquifères sont multiples : diminution du débit de soutien d'étiage, menace pour les zones humides qui se retrouvent asséchées, forages à sec du fait d'une baisse du niveau piézométrique de la nappe...

3.2.2. Dégradation de l'état chimique

Certaines activités humaines, actuelles ou passées, sont à l'origine de rejets polluants qui, par lessivage à travers les sols, peuvent atteindre les eaux souterraines et dégrader leur qualité. C'est le cas par exemple des friches industrielles où, dans le passé, des activités industrielles ont parfois rejeté des substances chimiques (métaux lourds, solvants chlorés par exemple) dans les eaux et les sols. C'est également le cas des activités agricoles, qui peuvent être sources de pollutions diffuses (nitrates, pesticides) et contaminer les nappes. Les nappes karstiques peuvent également rencontrer des problèmes de turbidité et de contamination bactérienne. Enfin, depuis quelques années, les micropolluants dits « émergents » comme les molécules pharmaceutiques et les perturbateurs endocriniens provenant des eaux usées, des déchets domestiques et industriels ou encore des engrais organiques posent également de nouveaux défis pour la gestion de la qualité des eaux souterraines.

Une fois qu'elles sont contaminées, les eaux souterraines sont plus difficiles à « nettoyer » que les eaux superficielles, les conséquences peuvent se prolonger pendant des décennies et compromettre les usages futurs potentiels de la ressource. Ainsi, en 2013, un tiers des masses d'eau souterraine étaient en mauvais état chimique (Figure 16a). Les masses d'eau dégradées sont réparties sur l'ensemble du territoire, hormis dans les grands massifs montagneux (Alpes, Pyrénées et Massif Central).

⁹ <http://www.brgm.eu/project/explore-2070-rising-to-climate-change-challenge>

Encadré 6. L'état chimique et quantitatif des eaux souterraines

En Europe, la législation s'est longtemps contentée d'imposer des normes de qualité sur les usages de l'eau souterraine (ex. directive eau potable) ou des objectifs de moyens en matière de réduction de sa pollution (ex. directive nitrates). La directive cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE du 23 octobre 2000 a changé totalement la philosophie en définissant un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique et en imposant une obligation de résultat. Concernant les eaux souterraines, les Etats Membres doivent restaurer le bon état chimique et quantitatif de toutes leurs masses d'eau souterraine pour 2027 au plus tard. La France comporte 574 masses d'eau souterraine.

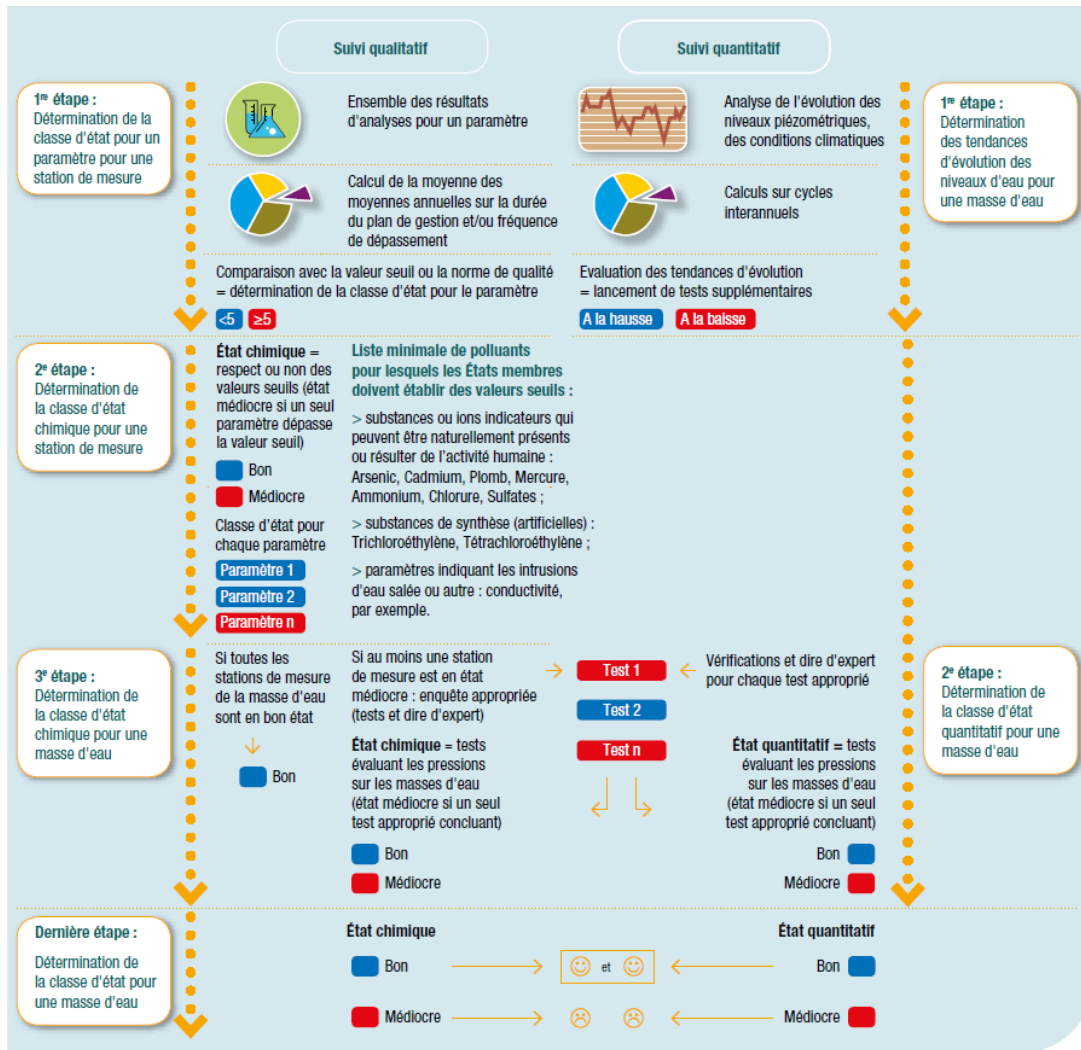


Figure 15. Détermination de la classe d'état d'une masse d'eau souterraine (Onema, 2015)

De manière générale, le bon état d'une masse d'eau souterraine est atteint lorsque son état quantitatif et son état chimique sont bons (Onema, 2015 ;Figure 15).

Le bon état qualitatif des eaux souterraines repose exclusivement sur l'état chimique, qui est bon lorsque les concentrations en polluants dues aux activités humaines ne dépassent pas les normes et valeurs seuils (qui peuvent être différentes de celles en eaux de surface). Si une norme ou une valeur seuil est dépassée en un point de la masse d'eau, une enquête appropriée doit être menée à l'aide de tests complémentaires: par exemple, le calcul de la surface dégradée par rapport à la surface totale de la masse d'eau, l'impact sur l'état des masses d'eau de surface ou des écosystèmes terrestres, le phénomène d'invasion salée, etc. L'objectif de l'enquête est de confirmer l'état de l'ensemble de la masse d'eau et de contribuer à l'identification des mesures à mettre en place.

Le bon état quantitatif d'une eau souterraine est atteint lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation des écosystèmes aquatiques. L'objectif est d'assurer un équilibre sur le long terme entre les volumes s'écoulant au profit des autres milieux ou d'autres nappes, les volumes captés et la recharge de chaque nappe. L'évaluation de l'état quantitatif est réalisée à partir d'un certain nombre de tests, comme l'équilibre entre prélèvement et ressource - qui consiste à évaluer à l'échelle de la masse d'eau le rapport entre les quantités d'eau prélevées et la recharge - ou l'impact des prélèvements en eau souterraine sur des masses d'eau de surface ou sur des écosystèmes terrestres associés. Le bon état quantitatif est établi lorsqu'il n'est pas constaté d'évolution défavorable de la piézométrie (baisse durable de la nappe hors effets climatiques) et que le niveau de la nappe en période d'étiage permet de satisfaire les besoins d'usage, sans risque d'effets préjudiciables sur les milieux aquatiques et terrestres associés, ni d'intrusion saline en bordure littorale.

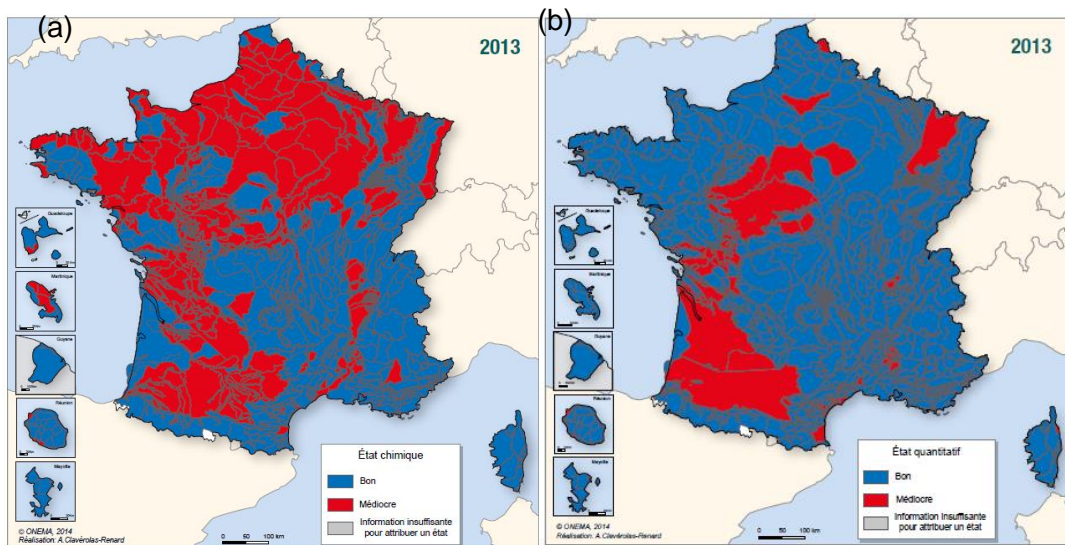


Figure 16. Etat (a) chimique et (b) quantitatif des masses d'eau souterraines (Petit et Michon, 2015)

Les conséquences potentielles sur les services dépendants des aquifères sont multiples : pollution des cours d'eau ou des zones humides alimentés par les eaux souterraines, abandon de captage pour l'alimentation en eau potable du fait d'une pollution de la ressource. A terme, si rien n'est fait, ces menaces peuvent donc entraîner une diminution voire une disparition irréversible de certains services dépendants des aquifères à la société.

3.2.3. Dégradation de l'état thermique

En milieu urbain, les aménagements souterrains (systèmes géothermiques ou constructions souterraines) peuvent contribuer à accélérer la formation d'îlots de chaleur souterrains. Ces îlots de chaleur représentent une opportunité pour une exploitation géothermique en chauffage, mais aussi une menace pour une exploitation géothermique en refroidissement (Attard, 2018). Dans certains cas, l'augmentation de la température de l'eau souterraine peut également impacter la qualité de la ressource du fait d'une modification de l'activité microbienne et des caractéristiques physico-chimiques de cette dernière. Ce réchauffement de nappe peut altérer les performances de l'installation géothermique elle-même. Selon le même principe, la multiplication des installations géothermiques peut conduire à l'apparition d'îlots de chaleur à plus grande échelle comme c'est le cas à Paris ou Lyon (Attard, 2017).

3.2.4. Dégradation de l'état biologique

En l'absence d'un suivi de la qualité biologique des eaux souterraines au titre de la DCE, il n'est pas possible d'établir un état des lieux précis de l'état biologique des masses d'eau souterraine à l'échelle du territoire comme c'est le cas pour la qualité chimique. La communauté scientifique considère de plus en plus que la stygofaune mais aussi l'ADN environnemental présent dans les eaux souterraines constitue un bio-indicateur de la qualité des eaux souterraines, d'autant plus que la biodiversité souterraine peut contribuer à améliorer la qualité chimique de l'eau souterraine. Ainsi tout écart de l'état écologique d'une eau souterraine par rapport à l'état de référence pourrait témoigner d'une perturbation : comme un apport direct de matières fécales ou de polluants organiques. L'observation biologique des eaux souterraines pourrait être utilisée également à titre de système d'alerte précoce (Baumgartner 2015).

La diversité microbienne dans les aquifères présente un énorme potentiel intrinsèque de dégradation d'une variété de contaminants (Amand et al., 1989 ; Haack et Bekins, 2000 ; Röling et van Verseveld, 2002 ; Griebler et Lueders, 2009). Une potentielle dégradation de l'état biologique et microbiologique des eaux souterraines pourrait mettre en péril le potentiel de biodégradation d'un certain nombre de contaminants tels que les organiques ou les pathogènes par le milieu souterrain. De plus, cette diversité présente dans le sous-sol constitue un réservoir presque encore inexploité permettant d'ouvrir de pistes d'innovations en matière de développement de procédés et de productions de molécules biologiques (par exemple enzymes, antibiotiques) potentiellement utiles pour de futures applications biochimiques et biotechnologiques (Pedersen 2000, Griebler et al. 2014a).

4. Pourtant, les aquifères sont relativement peu intégrés dans les évaluations de services écosystémiques : exemple de l'EFESE

Suite au Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005), vaste étude conduite de 2000 à 2005 sous l'égide de l'ONU par près de 1400 scientifiques dans 95 pays, l'Europe s'est engagée à réaliser une cartographie et une évaluation de ses écosystèmes (programme Mapping and assessment of ecosystems and their services Union européenne). La France, au travers du programme Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques (EFESE), participe à ce projet européen avec des contributions scientifiques et techniques qui concernent tout le territoire métropolitain et l'Outremer. L'EFESE vise à fournir un appui à la stratégie nationale pour la biodiversité, et à répondre aux engagements internationaux de la France dans le cadre de la convention pour la diversité biologique, les objectifs d'Aïchi, et des objectifs de développement durable. Ce chapitre questionne la place des aquifères dans les évaluations menées pendant la première phase du programme (2012-2018).

4.1. L'EVALUATION FRANÇAISE DES ECOSYSTEMES ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES (EFESE)

4.1.1. Six principaux types d'écosystèmes

En France, l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques, dite EFESE¹⁰, est un programme regroupant un ensemble d'évaluations destinées à renforcer la prise en compte de la biodiversité et des enjeux associés dans les décisions publiques et privées. Initié en 2012 par le ministère de l'environnement, il s'étend à tous les écosystèmes terrestres et marins de France métropolitaine et des Outre-mer. Six grands types d'écosystèmes ont été retenus (Figure 17).



Figure 17. Six grands types d'écosystèmes retenus dans le cadre d'EFESE

Un écosystème est défini comme un complexe dynamique de populations végétales, animales et de micro-organismes, associés à leur milieu non-vivant et interagissant en tant qu'unité fonctionnelle. L'EFESE s'intéresse spécifiquement à la composante biotique des écosystèmes, dans la lignée des travaux du MEA (2005), de TEEB¹¹ et de l'IPBES¹², l'objectif fondateur de ces évaluations étant de montrer la contribution de la biodiversité au bien-être humain.

¹⁰ <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/evaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>

¹¹ <http://www.teebweb.org/>

¹² <http://www.ipbes.net/>

L'évaluation des milieux humides et aquatiques continentaux s'est concentrée sur les milieux dits de surface et ne prend pas en compte les aquifères (CGDD, 2018a). **Les aquifères ne sont donc pas considérés comme un écosystème au sens de l'EFESE, et sont hors champs d'analyse des travaux réalisés dans la première phase du programme.**

A titre de comparaison, les aquifères sont considérés comme un type d'écosystème spécifique dans les évaluations nationales espagnole (parmi les 14 considérés par Santos-Martin et al., 2016) et portugaise (Pereira et al., 2009).

ECOSYSTEM TYPE	
Terrestrial	Sclerophyllous forest and shrub
	Mediterranean continental forest and shrubs
	Atlantic forest
	Alpine mountain
	Mediterranean mountain
	Arid zones
	Insular
	Agroecosystems
Aquatic	Rivers and riverbanks
	Wetlands and lakes
	Aquifers
	Coastal
	Marine waters (sea and ocean)
Urban	Urban

Forest Cátia Rosas, Ricardo Teixeira, Américo Carvalho Mendes, Tatiana Valada, Eugénio Sequeira, Carlos Teixeira e Tiago Domingos
Montado Carlos Carmona Belo, Marta Silva Pereira, Ana Cristina Moreira, Inocêncio Seita Coelho, Nuno Onofre e Ana Ambrósio Paulo
Mountain Carlos Aguiar, Orlando Rodrigues, João Azevedo e Tiago Domingos
Inland waters Maria Teresa Ferreira e António Guerreiro de Brito
Groundwaters Luís Ribeiro
Coastal systems Francisco Andrade, Henrique Cabral e Maria de Fátima Borges
Ocean Maria de Fátima Borges, Henrique Cabral e Francisco Andrade
Oceanic islands Paulo Borges, Eduardo Azevedo, Alfredo Borba, Francisco Dinis, Rosalina Gabriel e Emiliana Silva

Figure 18. Les 14 types d'écosystèmes étudiés dans (a) l'évaluation nationale espagnole (Santos-Martin et al., 2016) et (b) l'évaluation nationale portugaise (Pereira et al., 2009)

De même, les travaux conduits dans le cadre de CICES¹³ (Common International Classification of Ecosystem Services) intègrent depuis janvier 2018 la composante abiotique des écosystèmes de manière explicite dans la classification des services écosystémiques (V5.1), les précédentes classifications s'étant concentrées uniquement sur la composante biotique (Haines-Young and Potschin, 2018).

4.1.2. Fonctions écologiques, biens, services écosystémiques et patrimoine naturel

Le cadre conceptuel pose les grands fondements du programme EFESSE (CGDD, 2017). L'EFESSE retient cinq grandes catégories, dont les dénominations ne correspondent pas exactement aux catégories de services écosystémiques introduits par le Millenium Ecosystem

¹³ <https://cices.eu/>

Assessment (Tableau 2) : les fonctions écologiques, les biens produits par les écosystèmes, les services de régulation, les services culturels et le patrimoine naturel.

Tableau 2. Tableau de correspondance entre les typologies du MEA et de l'Efese (CGDD, 2017)

Typologie de l'EFESE	Typologie du MEA
Fonctions écologiques	Services de support
Biens produits par les écosystèmes	Services d'approvisionnement ou de prélèvement
Services écosystémiques de régulation	Services de régulation
Services écosystémiques culturels	Services culturels et spirituels
Patrimoine naturel	

Fonctions écologiques

Les fonctions écologiques correspondent aux services de support définis dans le MEA. Ce sont par exemple la pollinisation et la dispersion des semences, le maintien des cycles de vie (eau, azote, carbone), la formation des sols... Les fonctions écologiques désignent des phénomènes propres à l'écosystème qui résultent de la combinaison de l'état des écosystèmes, des structures et des processus écologiques et qui se déroulent avec ou sans la présence de l'Homme. Elles constituent la dynamique qui assure le maintien de l'état écologique, physique et chimique des milieux et peuvent soutenir la production des biens et services écosystémiques.

Trois catégories de biens et services écosystémiques

Les biens et services écosystémiques sont définis comme des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes. Un service écosystémique peut donc être décrit par un avantage ou par une fonction écologique. Ce n'est cependant ni l'avantage ni la fonction écologique qui caractérise à lui seul le service mais bien la mise en relation entre ces deux éléments (Figure 19).

L'EFESE distingue trois catégories de biens et services écosystémiques. Les biens d'origine écosystémique correspondent aux services d'approvisionnement du MEA. Par opposition aux services écosystémiques, ils désignent des éléments tangibles, comme par exemple les produits agricoles, les produits issus de l'aquaculture, le bois d'œuvre... Les services écosystémiques relèvent de deux catégories : les services de régulation et les services culturels.

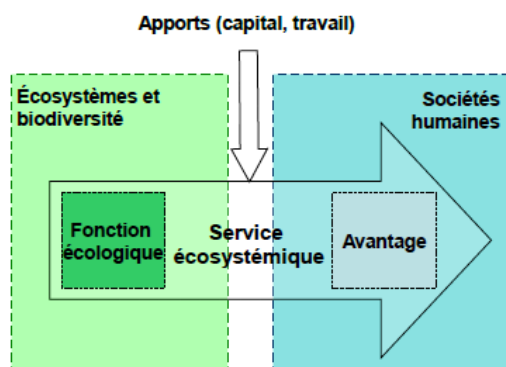


Figure 19. Eléments constitutifs d'un service écosystémique (CGDD, 2017)

Patrimoine naturel

Notre relation à la nature ne se limite pas à son utilisation. Au-delà de l'évaluation des services écosystémiques, l'évaluation de la dimension patrimoniale des écosystèmes vise à rendre compte de cette relation non-utilitaire. Les sites et paysages naturels protégés, les arbres remarquables, les espèces rares, les sites à caractère sacré sont des exemples d'éléments de patrimoine naturel. Dans le cadre de l'EFESE, le patrimoine naturel n'est pas assimilé à un service écosystémique, et sa valeur n'est pas appréhendée par l'évaluation de valeurs d'usage. La valeur d'un élément de patrimoine naturel relève généralement du non-usage (valeur d'existence, de legs ou altruiste).

Biodiversité

Dans le cadre de l'EFESE, la biodiversité désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine et comprend la diversité au sein des espèces, entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. La mesure de la biodiversité peut reposer sur des indices de diversité ou d'abondance. La biodiversité ordinaire est évaluée à travers la pluralité des services écosystémiques qu'elle rend possible, tandis que la biodiversité remarquable est principalement évaluée sous sa dimension patrimoniale.

4.1.3. Valeurs multiples

En cohérence avec les travaux en cours de l'IPBES¹⁴ (Diaz et al., 2018), l'EFESE reconnaît que la biodiversité a des valeurs multiples. Trois familles de valeurs sont prises en compte : écologiques, utilitaires et patrimoniales.

- Les valeurs écologiques font référence d'une part aux évaluations biophysiques des services (et font ainsi le lien avec les valeurs utilitaires), mais également à l'état et à la condition des écosystèmes (en lien avec les seuils et les conditions critiques des écosystèmes). L'EFESE souligne ainsi l'importance de ne pas prendre en compte uniquement les services écosystémiques, qui peuvent ne pas être suffisants pour évaluer la durabilité des écosystèmes.
- Les valeurs utilitaires font directement référence à l'évaluation des biens et services écosystémiques.
- Les valeurs patrimoniales se réfèrent au patrimoine naturel, à l'identification des espèces et espaces protégés, à la dimension artistique, sociale, identitaire et spirituelle des écosystèmes.

Différentes approches peuvent être mobilisées pour évaluer les avantages que les sociétés retirent du fonctionnement des écosystèmes. Il existe trois grands types d'évaluation qui caractérisent différentes dimensions de ces avantages et fournissent des résultats complémentaires (Martin-Lopez et al., 2014) :

- Les évaluations biophysiques caractérisent la capacité des écosystèmes à fournir un bien, un service ou un élément du patrimoine naturel (par exemple, capacité à produire de la biomasse herbacée pour la production de fourrage ou capacité à retenir les particules de sol pour le contrôle de l'érosion),
- Les évaluations socio-culturelles rendent explicite la demande exprimée par différents groupes d'acteurs vis-à-vis du bien, service ou élément du patrimoine naturel (par exemple, caractéristiques et localisation des bassins de vision pour les aménités paysagères ou définition des zones à enjeu pour la protection contre les risques naturels),

¹⁴ Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (<https://www.ipbes.net/>)

- Les évaluations économiques traduisent en termes souvent monétaires la valeur accordée par la société à un bien, service ou élément du patrimoine naturel (par exemple, consentement à payer pour protéger une espèce patrimoniale ou bénéfique économique issu des activités de cueillette de plantes sauvages).

4.2. PLACE DES AQUIFERES DANS LES TRAVAUX PAR TYPES D'ECOSYSTEMES

Cette section présente une analyse critique de la manière dont les services écosystémiques liés à l'eau et dépendants des aquifères sont pris en compte dans l'évaluation des services écosystémiques menée par le programme. Cette analyse a été menée en partenariat avec six groupes de travail thématiques du programme EFESE. Elle s'est appuyée sur la participation et l'intervention à la réunion transversale des GT EFESE de juin 2016, la participation aux séminaires annuels de l'EFESE (décembre 2016, décembre 2017 et octobre 2018) et au colloque de restitution des travaux INRA en octobre 2017, des entretiens menés avec les responsables des groupes de travail en janvier 2017, et enfin l'analyse des documents finaux produits (Tibi et Therond, 2017 ; Therond et al., 2017 ; CGDD, 2018a, 2018b, 2018c, 2018d, 2018e). Cette section présente successivement ci-dessous l'analyse par GT (§4.2.1 à §4.2.6) puis une synthèse (§4.2.7). Les analyses par GT sont organisées de manière similaire selon la structure suivante : (1) le document de référence, (2) la définition du périmètre d'étude, (3) la liste des biens et services évalués, ainsi que les types d'évaluations menées, (4) la description des services liés à l'eau dépendants des aquifères et la description des méthodes utilisées.

4.2.1. Groupe de travail milieux humides et aquatiques continentaux

Document de référence : CGDD (2018a)

Périmètre d'étude :

Les milieux humides et aquatiques continentaux sont définis au sein de l'EFESE comme les portions du territoire, naturelles ou artificielles, caractérisées par la présence d'eau. Ils recouvrent un panel très varié de milieux aquatiques et de zones humides (cours d'eau, étangs, marais, canaux, retenues d'eau, etc.). L'évaluation des milieux humides et aquatiques continentaux réalisée dans le cadre de l'EFESE s'est concentrée sur les milieux dits de surface.

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Tableau 3. Biens et services étudiés dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; ✖ bien ou service uniquement évoqué). En bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères

		biophysique	monétaire
Biens	Animaux (poissons, crustacés, mollusques, amphibiens, gibiers d'eau)	●	●
	Bois	×	×
	Fourrage et pâturage	×	×
	Alimentation pour l'aquaculture	×	×
	Végétaux pour l'alimentation	×	×
	Végétaux à usage non alimentaire	×	×
	Ressources nutritives pour la fertilisation des cultures et prairies	×	×
	Peaux ou fourrures	×	×
Services de régulation	Régulation de la qualité de l'eau	●	●
	Régulation des débits de crues	○	○
	Régulation du débit d'étiage	○	○
	Régulation du climat au niveau local	×	×
	Régulation du climat au niveau global	×	×
	Atténuation du bruit	×	×
	Réduction des nuisances olfactives	×	×
	Régulation du vent	×	×
	Régulation de la qualité de l'air	×	×
Services culturels	Sports d'eau douce	●	●
	Baignade et promenade	○	○
	Tourisme fluvial	●	●
	Chasse de loisir	●	●
	Pêche de loisir	●	●
	Education	○	○
	Expérimentation, science	○	○
	Aménités paysagères	○	○

Services liés à l'eau dépendants des aquifères: description et méthodes mobilisées

Tableau 4. Description des services dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux

Régulation de la qualité de l'eau	<p>Les milieux humides, et principalement les zones humides alluviales, grâce à leur positionnement intermédiaire entre le bassin versant, la nappe alluviale, la nappe libre et les eaux de rivière, sont le siège de transferts de flux hydriques ayant la rivière comme exutoire (remontées d'eau de nappe libre, ruissellements non absorbés par les sols, etc.). Ils servent de filtre physique en bloquant les particules et sont le siège de réactions biochimiques permettant la dégradation de certaines substances.</p> <p>Certains types de milieux humides jouent donc un rôle d'épuration de l'eau et permettent de disposer d'une ressource nécessitant un nombre moindre de traitements avant utilisation. C'est cette amélioration de la qualité de l'eau qui est appréhendée et évaluée comme service écosystémique ici.</p> <p>Selon le CGDD (2018), l'eau, en tant que bien, relève du domaine de l'abiotique. Son stockage et sa fourniture pour les différents usages anthropiques résultent de processus naturels strictement physiques et non corrélés au vivant. Elle ne fait donc pas partie intégrante de la liste des biens et SE telle que définie dans l'EFESE.</p>
Régulation des débits de crues	<p>Le service de régulation des débits de crues correspond à la rétention de l'eau dans les dépressions couplée à l'épandage du débit de crue dans les plaines alluviales et marais annexes, qui permet une atténuation des crues par une diminution des débits et un étalement dans le temps et donc une limitation des impacts potentiels sur les installations humaines.</p>
Régulation du débit d'étiage	<p>Les zones humides et leur sol et sous-sol plus ou moins poreux emmagasinent lors des périodes de crues et de fortes précipitations des volumes d'eau plus ou moins importants qu'ils vont ensuite relarguer en aval de façon plus ou moins lente et retardée. Cette restitution peut s'étaler jusqu'en période d'étiage des cours d'eau et dans ce cas contribue au maintien du débit en étiage. Le service rendu est donc la régulation de l'effet des sécheresses par les écosystèmes, grâce à leurs capacités de stockage de l'eau et de sa restitution au moment des étiages.</p>

Tableau 5. Services liés au cycle de l'eau dans le GT milieux humides et aquatiques continentaux : méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✕ bien ou service uniquement évoqué)

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Régulation de la qualité de l'eau	● modèle GREEN (Grizzetti et al., 2005, 2008, 2012)	Rétention de l'azote par les rivières (tonnes/km/an)	● Approche par les coûts: dépenses relatives à la mise en place de zones humides artificielles permettant de rendre le même niveau de service (La Notte et al., 2017)	€/km/an
Régulation des débits de crues	○ Futures études à conduire pour caractériser le potentiel d'atténuation des inondations des différents milieux humides x fréquence et magnitude des crues et inondations, à l'échelle d'un bassin versant; utilisation de modèles hydrologiques, météorologiques et hydrauliques		○ 2 méthodes ciblées: par les coûts des dommages, ou par les coûts substitués, mais non appliquées à l'échelle nationale	
Régulation du débit d'étiage	○ Futures études à conduire pour construire des modèles permettant de caractériser la fréquence des sécheresses en fonction de la présence plus ou moins importante de milieux humides dans la plaine alluviale, afin de mesurer le rôle et la capacité de ces milieux à restituer de l'eau en période d'étiage.		○ 2 méthodes ciblées: par les coûts des dommages, ou par les coûts substitués, mais non appliquées à l'échelle nationale	

4.2.2. Groupe de travail écosystèmes agricoles

Documents de référence : Tibi et Thérond (2017) ; Thérond et al. (2017)

Périmètre d'étude :

Du point de vue des écologues comme de celui des agronomes, l'agroécosystème est composé d'un système écologique (ou biophysique) et d'un système socio-économique en interaction. Thérond et al (2017) emploient le terme "écosystème agricole" pour désigner le système écologique de l'agroécosystème, autrement dit l'ensemble des composants biotiques et abiotiques compris ou circulant dans son emprise géographique (hors bâti). Le système socio-économique avec lequel il interagit inclut quant-à-lui les personnes qui gèrent et interviennent sur le système écologique (agriculteurs) ainsi que les moyens artificiels mis en œuvre en vue de produire de la nourriture, des fibres ou un autre produit agricole. Les écosystèmes agricoles correspondent aux surfaces exploitées majoritairement par l'agriculture. Le compartiment biophysique examiné correspond au système sol-plantes-animaux, incluant la biodiversité planifiée (y compris les animaux domestiques) et associée présente ou circulant dans cet espace tridimensionnel. Il n'inclut pas les zones bâties. L'écosystème agricole est principalement composé de parcelles, cultivées ou en prairie, considérées comme les unités fonctionnelles du système écologique examiné, et d'éléments semi-naturels situés dans son emprise (bords de parcelles et de routes, bosquets, mares, haies, bandes enherbées). Il est inséré dans un paysage correspondant à une mosaïque d'écosystèmes en interaction, c'est-à-dire échangeant de la matière et de l'énergie, notamment via le déplacement de la biodiversité associée. Lorsque l'écosystème le plus représenté dans cette matrice est de nature agricole, on parle de "paysage agricole".

Dans la perspective de l'analyse et de l'évaluation des services écosystémiques, l'écosystème agricole peut être assimilé à la "zone critique" (critical zone ou vadoze zone) qui correspond à l'enveloppe fragile de sol, de roche et d'eau qui recouvre la surface du globe, et s'étend du sommet de la canopée au toit de la lithosphère (Figure 20). Elle inclut la zone non saturée et la zone saturée du sol. Néanmoins, l'étude se focalisant sur les écosystèmes agricoles, l'extension verticale de l'écosystème considérée ici est délimitée par le toit de la zone du sol

saturée en eau et le toit de la canopée (la zone saturée relevant de travaux concernant des aspects géo-hydrologiques non instruits dans l'étude).

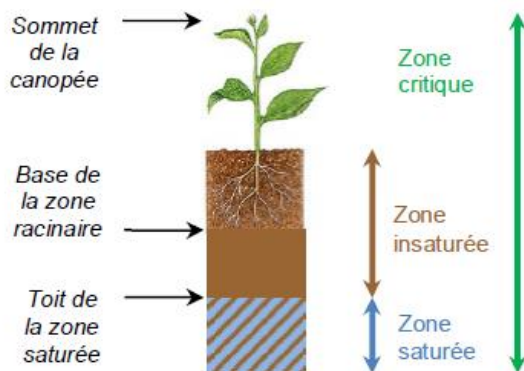


Figure 20. Extension verticale de l'écosystème agricole

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Tibi et Thérond (2017) définissent les services écosystémiques comme des processus écologiques ou des éléments de la structure de l'écosystème dont l'Homme dérive des avantages.

Tableau 6. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes agricoles, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✕ bien ou service uniquement évoqué ; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)

		biophysique	monétaire
Services de régulation	Pollinisation des espèces cultivées	●	●
	Régulation des graines d'adventices	●	○
	Régulation des insectes ravageurs	●	○
	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	●	○
	Structuration des sols	○	✕
	Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	●	●
	Stockage et restitution de l'eau bleue	●	✕
	Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	●	●
	Fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées	○	✕
	Atténuation naturelle des pesticides par les sols	○	✕
	Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous	●	○
	Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage du carbone	●	○
	Régulation des maladies des cultures et des animaux d'élevage	✕	✕
	Activité de décomposition et de recyclage de la nécromasse et de la copromas	✕	✕
	Régulation locale du climat (échelle parcelle ou paysage)	✕	✕
Régulation de la qualité de l'air	✕	✕	
Régulation des inondations	✕	✕	
Services culturels	Potentiel récréatif (activités de plein air dans prélèvement)	●	✕
	Potentiel récréatif (activités récréatives de plein air avec prélèvement)	○	✕

Services liés à l'eau dépendants des aquifères: description et méthodes mobilisées

Tableau 7. Description des services dans le GT écosystèmes agricoles

Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Les ressources en eau des écosystèmes sont classiquement classées en deux catégories, l'eau "verte" – quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par transpiration du couvert végétal et évaporation par le sol – et l'eau "bleue" – celle des lacs, rivières, océans, et nappes phréatiques. Du point des de vue des SE de régulation des flux d'eau, l'eau évaporée est considérée comme "perdue" pour les utilisateurs locaux.
--	---

	Le SE "stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées", bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole. L'avantage que ce dernier en retire correspond à la quantité d'eau qu'il devrait apporter par irrigation en l'absence du SE, pour obtenir le même niveau de production végétale.
Stockage et restitution d'eau bleue	Les ressources en eau des écosystèmes sont classiquement classées en deux catégories, l'eau "verte" – quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par transpiration du couvert végétal et évaporation par le sol – et l'eau "bleue" – celle des lacs, rivières, océans, et nappes phréatiques. Du point de vue des SE de régulation des flux d'eau, l'eau évaporée est considérée comme "perdue" pour les utilisateurs locaux. Le SE "stockage et restitution d'eau bleue", est rendu directement à la société dans son ensemble, qui exploite cette ressource en eau pour des usages diversifiés : agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels.
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	Les SE de régulation de la qualité de l'eau ont été examinés dans l'étude sous l'angle de la capacité du système sol-plante à limiter la fuite des contaminants vers les masses d'eau. Considérant la classification CICES et la littérature scientifique, une distinction a été réalisée entre le SE de régulation de la qualité de l'eau drainée (percolée) vis-à-vis de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone organique dissous (COD) et le SE d'atténuation naturelle des pesticides. Ces deux SE sont liés aux deux grandes sources de pollutions d'origine agricole : les pratiques de fertilisation azotée et phosphatée, et les pratiques phytosanitaires.
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD	

Tableau 8. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes agricoles (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué)

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	● modèle de simulation dynamique du système sol-plante STICS (grandes cultures); PaSim (STH) en cours. Simulation au pas de temps journalier 3 jeux de simulation: "sans irrigation"; "avec irrigation du maïs"; "sans couvert intermédiaire"	Quantité moyenne d'eau transpirée annuellement par la culture de rente entre le semis et la récolte (mm/an)	● Coûts de remplacement (coûts de l'irrigation) Valeur économique du SE (VESE en €/an) = Quantité moyenne d'eau transpirée par la culture (en m3/ha/an) x Surfaces moyenne des cultures sur la période 2010-2012 (ha) x Coût de l'irrigation (en €/m3)	€/an
Stockage et restitution de l'eau bleue		Rendement en eau moyen annuel (mm/an)	*	
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	○ il n'existe pas de méthode permettant d'évaluer la capacité du sol à réguler la fuite des pesticides dans l'eau drainée	-	*	
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous	● modèle de simulation dynamique du système sol-plante STICS (grandes cultures) Simulation au pas de temps journalier 3 jeux de simulation: "sans irrigation"; "systèmes actuels"; "sans couvert intermédiaire" N non lixivié = entrées de N minéral (fertilisation, minéralisation nette) - lixiviation de N	Quantité annuelle moyenne de N non lixivié (kgN/ha/an) % de N non lixivié	○ Méthode à développer pour faire le lien entre N non lixivié et la quantité d'eau de qualité restituée par l'écosystème agricole	

4.2.3. Groupe de travail écosystèmes forestiers

Document de référence : CGDD (2018b)

Périmètre d'étude :

Sont considérées comme forêts « les terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert arboré de plus de 10 %, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. Cette définition exclut les

terres à vocation agricole ou urbaine prédominante » (FAO, 2012). Les termes « forêt » et « écosystème forestier » sont utilisés de manière synonyme dans la suite du texte.

6 types d'états forestiers sont retenus, selon le type de gestion ou l'absence de gestion : Les milieux forestiers ouverts (E1) ; les milieux forestiers fermés non matures : Plantations (E2), Taillis (E3), Futaies semi-naturelles (E4), Forêts naturelles (E5) ; et les milieux forestiers matures (E6).

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Tableau 9. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes forestiers, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode préciblée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)

		biophysique	monétaire
Services de régulation	Régulation du climat global	●	
	Régulation du climat local	*	*
	Régulation de la qualité de l'eau	○	○
	Régulation de l'érosion	○	○
	Protection contre les aléas naturels	○	○
	Régulation des crues	○	○
	Recharge des nappes	*	*
Biens forestiers	Fourniture de bois	●	●
	Fourniture de gibier	●	●
	Autres biens forestiers	○	○
Services culturels	Activités récréatives en forêt	●	●

Services liés à l'eau dépendants des aquifères : description et méthodes mobilisées

Tableau 10. Description des services dans le GT écosystèmes forestiers

Régulation des crues	<p>La forêt régule les crues modérées, dites crues décennales, mais possède peu d'effets sur les crues extrêmes (Andréassian, 2004 ; Hurand et Andréassian, 2003). Deux mécanismes différents sont en cause :</p> <p>L'atténuation de l'amplitude des crues par rétention d'eau : de manière générale, la forêt influence le régime des eaux. Elle en retarde l'écoulement lors des précipitations (interception par les feuillages des arbres, meilleure infiltration de l'eau sous couvert forestier, capacité de rétention des sols plus grande) ce qui brise le pic de crues. Les volumes d'eau à l'exutoire des bassins versants sont donc moins importants et décalés dans le temps. Cet effet « hydrologique » des forêts devient marginal en cas de très fortes pluies</p> <p>L'épandage du débit de crue (effet d'étalement) : les forêts localisées le long du lit des cours d'eau (ripsylves ou alluviales) constituent des zones naturelles d'expansion des crues permettant l'étalement des volumes d'eau.</p>
Régulation de la qualité de l'eau	<p>La régulation de la qualité de l'eau est entendue comme la réduction des quantités de divers polluants d'origine humaine (nitrates, phosphates, pesticides, etc.) contenues dans les eaux souterraines et de surfaces en lien avec la présence et le fonctionnement de l'écosystème forestier. La quantité de sédiments contenue dans les eaux de surface est une autre source de pollution (turbidité) que la forêt peut contribuer à maîtriser : elle est considérée comme directement liée à la régulation de l'érosion (Chapitre 7.4) et n'est pas abordée ici.</p> <p>Toutes les forêts, par leur présence (occupation du sol) et par rapport à d'autres usages, sont susceptibles de réguler la qualité de l'eau sur le bassin versant (BV) qu'elles occupent. Dans certains cas, la forêt joue également un rôle actif d'épuration.</p> <p>Des zones à enjeux peuvent être identifiées : (1) Les forêts riveraines, (2) Les zones de captage d'eau potable pour l'alimentation humaine, (3) Les zones où la pollution des eaux souterraines et de surface est la plus importante ou en hausse.</p>

Tableau 11. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes forestiers (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✖ bien ou service uniquement évoqué)

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Régulation de la qualité de l'eau	<p>○</p> <p>Localisation des enjeux :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Cartographies existantes de la pollution des cours d'eau et nappes souterraines par les pesticides, de l'évolution de la pollution des cours d'eau par les nitrates et phosphates et croisement avec la carte forestière ; ▪ Croisement de la répartition spatiale des dépôts atmosphériques (IGD 2.1) et de la carte forestière ; <ul style="list-style-type: none"> ▪ Cartographie des forêts riveraines <p>Effet de protection lié aux usages (très faibles quantité d'intrants utilisés en forêts par rapports aux usages agricoles) et au piégeage de divers éléments chimiques dans les sols (adsorption ou fixation sur les particules qui forment les sols) et la végétation forestière (recyclage importants des nutriments en forêt): revue des études existantes: teneurs en nitrates à l'exutoire d'un BV forestier; % de couverture en forêt nécessaire pour produire une eau de bonne qualité sur un BV,</p> <p>Epuration active par les forêts riveraines (filtration et piégeage de divers polluants): idem, revue des études existantes, potentiel de dénitrification (kgN/ha)</p>		<p>○</p> <p>A l'échelle nationale:</p> <p>Approches par les coûts de traitement évités par la présence de forêt sur l'approvisionnement en eau potable :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Approche grossière réalisée par le CAS (2009) à partir de la consommation d'eau quotidienne par jour et par habitant et en faisant l'hypothèse que 30 % de ce volume est produit par la forêt (équivalent au taux de boisement métropolitain) et que l'économie de traitement réalisée pour ce volume est de l'ordre de 0,40 euros/ m3 : 44 €/ha /an (chiffre doublé pour tenir compte de paramètres qui majorent le rôle des forêts mais qu'on ne peut quantifier, soit une valeur de référence finale de 90 €/ha/an) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Etude de Fiquepron et al., 2013 mettent en évidence les coûts évités pour les consommateurs français métropolitains par la présence de forêt sur le territoire (travail de modélisation) : la valeur marginale d'un hectare de forêts correspond à 22 € en moins sur la facture d'eau moyenne de l'ensemble des usagers <p>A l'échelle locale:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Consentement à payer pour de l'eau forestière en Lorraine (travail d'enquête auprès des ménages pour évaluer les préférences entre deux origines d'eau potable) : 50 €/ménage/an (Fiquepron et al., 2010) ▪ Approche par les coûts de traitement évités (réduction des prix de l'eau potable) (Abildtrup et al., 2013) : étude réalisée sur le département des Vosges (Lorraine) – conclut que la valeur marginale moyenne d'un hectare de forêt varie selon l'antécédent : de 138 €/ha/an (si antécédent agricole) à 99 €/ ha /an (si antécédent naturel) ▪ Le coût des boisements de protection des captages s'élèvent à 6300 euros/ha (14 700 € /ha avec l'achat du foncier) pour la ville de Rennes (Fiquepron et Gauthier, 2009) ▪ Les surcoûts de la gestion forestière pour l'eau potable à l'amont des captages de la ville de Masevaux (Haut-Rhin) s'échelonne de 33 à 75 €/ ha (Fiquepron, 2012) 	
Régulation des crues	<p>○</p> <p>Cartographie des forêts riveraines susceptibles de jouer un rôle dans l'épandage des crues et capacité d'épandage en volume</p> <p>Cartographie de la capacité de stockage (ou de rétention) en eau des forêts métropolitaines : voir cartographie européenne du potentiel de rétention en eau des forêts estimé à l'échelle de grands bassins versants (European Catchments and Rivers Network System) à partir de la surface forestière (Corine Land Cover 2006), du volume des précipitations et des débits à l'exutoire des BV considérés (bases de données climatiques et hydrologiques de l'EEA) (EEA, 2015)</p> <p>Quantification de l'impact de l'évolution de la couverture forestière sur les crues : plusieurs résultats d'expérimentation à l'échelle de petits BV. Il n'est pas possible de généraliser ces résultats obtenus sur de petits BV (< 1 km2) à des échelles plus grandes (BV de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de km2) (rétroactions hydroclimatiques possibles, temporalité des facteurs de changement différente, etc.) (Andreassian, 2008)</p>	<p>Le niveau de service (régulation des crues) est estimé à dire d'experts (système de notation à 4 niveaux : - - / - / + / + +) selon l'état de la forêt</p>	<p>○</p> <p>Besoins économiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Dépenses de protections contre les inondations évitées (N.C.) ▪ Montant des remboursements des assurances liés aux dégâts causés par des crues (N.C.) ▪ Montants touchés par les forestiers français (de la part de l'Allemagne) en échange de l'épandage des crues du Rhin dans certaines forêts qu'ils mettent en eau lors des pics de débit (n.c.) ▪ Dégâts évités sur les infrastructures (e.g. ponts, routes, barrages) et les cultures <p>Préservation des milieux aquatiques et des ressources piscicoles :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Dégâts évités aux écosystèmes aquatiques (populations de poissons notamment) et aux infrastructures piscicoles (N.C.) <p>Sécurité des personnes :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Nombre de personnes soumises au risque d'inondation et protégées par la présence de forêts (N.C) 	

4.2.4. Groupe de travail écosystèmes urbains

Document de référence : CGDD (2018c)

Périmètre d'étude :

L'écosystème urbain se constitue d'espaces très divers dans leurs formes, tailles, leurs degrés de naturalité ou d'artificialité (arbres d'alignement, toitures végétalisés, squares, jardins privés, potagers, milieux humides, bois, etc.) Selon leur degré de naturalité, certains pourraient être rattachés à d'autres écosystèmes étudiés dans l'EFESE. L'entité à étudier est de surcroît difficile à circonscrire ; aucune définition de la ville ou de l'urbain n'est disponible réglementairement parlant, ni consensuelle. Les contours d'études doivent donc s'articuler entre des délimitations physiques pertinentes et des zones de gouvernance cohérentes. Les écosystèmes ont des définitions très diverses selon les disciplines. CEREMA (2018) considère que le bâti et l'humain ne font pas partie de l'écosystème urbain. L'EFESE urbain centre son évaluation sur les espaces de nature. Deux catégories d'espaces de nature sont considérées dans l'analyse: les espaces verts perméables et les milieux humides urbains.

- Les espaces verts perméables au sens de la typologie créée par l'association des ingénieurs territoriaux de France (AITF). Ils regroupent l'ensemble des espaces verts urbains publics et privés (parcs, jardins, stades, arbres d'alignement...).
- Les milieux humides urbains (hors lit mineur des cours d'eau). Les étangs, mares, lacs en sont les éléments les plus représentatifs. En raison de leur expansion, les ouvrages de gestion des eaux pluviales végétalisés, aux fonctionnalités similaires à celles de milieux humides naturels, seront inclus et appelés "milieux humides artificiels".

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Tableau 12. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes urbains, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✕ bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)

		biophysique	monétaire
Biens	Agriculture urbaine	✕	✕
Services de régulation	Régulation du climat global (stockage et fixation du carbone)	○	○
	Régulation du climat local	○	○
	Régulation de la qualité de l'air	○	○
	Régulation des nuisances sonores	○	✕
	Auto-épuration des milieux aquatiques	○	○
	Régulation des inondations	○	○
Services culturels	Services d'éducation et de connaissance	○	✕
	Services récréatifs	○	✕
	Aémnités paysagères	✕	○

Services liés à l'eau dépendants des aquifères: description et méthodes mobilisées

Tableau 13. Description des services dans le GT écosystèmes urbains

Auto-épuration des milieux aquatiques	<p>Le milieu urbain concentre à la fois des sources de pollution de l'eau et l'essentiel de la consommation en eau potable. Les espaces de nature en ville peuvent jouer un rôle prépondérant dans le service d'épuration des milieux aquatiques²⁶ en retenant ou en dégradant les polluants. Ce service varie en fonction de la place des écosystèmes dans le bassin versant et de leur contribution à l'épuration de l'eau qu'ils reçoivent puis évacuent.</p> <p>Le milieu urbain intègre des réseaux collectant les eaux usées et les eaux pluviales (parfois réunies dans des réseaux unitaires) et des réseaux d'alimentation en eau potable. Les espaces naturels peuvent participer au traitement des différents types d'eau sans pour autant remplacer l'intégralité</p>
---------------------------------------	--

	<p>des dispositifs techniques de traitements (stations d'épuration, bassins artificiels,...). Ils peuvent venir en appui de ces traitements, soit en amont en permettant une infiltration à la source des eaux pluviales ou un prétraitement, soit en aval en traitement secondaire en complément des dispositifs d'assainissement collectif (traitement biologique et infiltration des eaux traitées). Les systèmes extensifs²⁷ de gestion et de traitement (lagunes, filtres plantés de roseaux...) sont précisément conçus pour rendre ce service d'épuration. Le schéma ci-après compare les conséquences d'une ville « grise » imperméabilisée et d'une ville « verte » tirant parti des services écosystémiques.</p> <p>Concernant l'eau potable, les zones de captage étant généralement en milieu péri-urbain voire rural, les espaces de nature en ville pourront jouer un rôle indirect sur la protection du milieu en limitant la pollution des rejets vers ces captages. Par ailleurs, les milieux aquatiques servant souvent de supports pour des activités récréatives et culturelles, le service d'autoépuration est également nécessaire pour assurer au moins en partie la protection de la qualité de l'eau des espaces recevant du public.</p> <p>En résumé, le service d'auto-épuration des milieux aquatiques est le service retiré des écosystèmes permettant de disposer d'une eau propre et utilisable, ou nécessitant un moindre traitement, notamment pour la consommation d'eau douce nécessaire à la vie, mais aussi pour toutes les autres activités nécessitant des milieux aquatiques sains</p>
Régulation des inondations	<p>Le service de régulation des inondations est défini ici comme la capacité des écosystèmes naturels à limiter l'importance des inondations (débordement des cours d'eaux et ruissellement urbain) et leurs impacts potentiels sur les installations humaines.</p>

*Tableau 14. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes urbains (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué)*

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Auto-épuration des milieux aquatiques	<p>Modélisation de la rétention de nutriment (Invest)</p> <p>Modélisation des pressions polluantes: Cartographie des pressions sur la ressource en eau et évaluation des effets des différentes solutions de gestion des eaux sur la protection de la ressource (répond à la question : quel est l'effet sur le milieu de l'implantation de tel ouvrage à tel endroit dans la ville ?)</p> <p>Modélisation basée sur : Occupation du sol - mesures dendrométriques et morphologiques des arbres urbains ; - Données climatiques et caractéristiques du BV.</p>	<p>Capacité de rétention des nutriments du sol</p> <p>Flux quantitatif et qualitatif de l'eau (équivalent au Bilan amont-aval à l'échelle d'un BV).</p> <p>Flux quantitatif et qualitatif de l'eau (équivalent au Bilan amont-aval à l'échelle d'un BV pour des paramètres physicochimiques -DBO/DCO, MES - et des nutriments - azote, phosphore)</p>	<p>cf. GT milieux humides</p> <p>deux approches distinctes en matière d'évaluation monétaire du service d'auto-épuration des milieux aquatiques : l'évaluation du service en tant que tel, autrement dit de la capacité épuratoire du milieu, et l'évaluation par les usages ;</p>	
Régulation des inondations	<p>L'évaluation de ce service doit s'appuyer sur une instrumentation importante et un solide réseau de mesures afin de déterminer les volumes de stockage ou les capacités de production du ruissellement de l'espace urbain. Comme pour le service d'autoépuration, des études ont été réalisées mais elles restent encore ponctuelles et des données à l'échelle de la France manquent encore</p>	<p>Capacité de réduction du volume de ruissellement, Capacité de rétention de l'eau dans le sol</p> <p>Capacité d'évapotranspiration de la végétation</p> <p>Géomorphologie du cours d'eau</p>	<p>Les méthodes de monétarisation mobilisables pour évaluer le service d'atténuation des eaux de ruissellement sont notamment, les méthodes fondées sur les coûts et, plus spécifiquement :</p> <p>les méthodes fondées sur le coût des dommages évités : ces méthodes consisteraient à tenter d'estimer les dommages évités grâce aux espaces de nature en ville qui, par leur action sur les eaux de ruissellement, participent à diminuer le risque inondation ;</p> <p>les méthodes fondées sur le coût évité : dans le cas présent, ces méthodes consisteraient à considérer le coût d'une solution technique alternative telle qu'un bassin de rétention, comme dans le cas américain, ou encore le coût de traitement d'une société de gestion des eaux pluviales.</p>	

4.2.5. Groupe de travail écosystèmes rocheux et de haute montagne

Document de référence : CGDD (2018d)

Périmètre d'étude :

Le périmètre considéré comme appartenant à la 'haute montagne' à l'échelle nationale métropolitaine dans le cadre de l'EFESE, est délimité à partir d'un croisement entre données de végétation et données liées aux ceintures climatiques. Ces milieux sont à une altitude supérieure à 1000 mètres, avec un enneigement minimal, en excluant les milieux aquatiques, les milieux artificialisés et les milieux agricoles hors pelouses et pâturages naturels, et ont une superficie d'au moins 10 ha. Ces choix méthodologiques ont conduit à la sélection des milieux naturels terrestres des étages subalpins, alpins et nivaux dans les massifs des Alpes, des Pyrénées et de la Corse.

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Dans le cadre de l'évaluation des milieux de haute montagne, l'évaluation des services se concentre sur des évaluations biophysiques permettant de caractériser le fonctionnement des milieux d'altitude support de biens, services écosystémiques et patrimoine naturel. Des éléments de définition de la demande sont proposés uniquement en termes qualitatifs.

Tableau 15. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes rocheux et de haute montagne, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✖ bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)

		biophysique	monétaire
Biens	Production de fourrage	●	
	Cueillette de plantes sauvages	○	
Services de régulation	Contribution des écosystèmes à la régulation hydrologique	●	
	Régulation du climat global	●	
	Contribution des écosystèmes au contrôle de l'érosion des sols	●	
	Rôle des écosystèmes dans la protection contre les risques naturels	✖	
Services culturels	Attractivité des écosystèmes pour les activités sportives de pleine nature	●	
	Aménités paysagères	●	
	Chasse récréative	✖	
	Soutien aux activités de recherches scientifiques	✖	

Services liés à l'eau dépendants des aquifères: description et méthodes mobilisées

Tableau 16. Présentation des services liés à l'eau dépendants des aquifères dans le GT écosystèmes rocheux et de haute-montagne

Contribution des écosystèmes à la régulation hydrologique	Le service écosystémique de régulation hydrologique représente la contribution des écosystèmes de haute montagne, et du couvert végétal en particulier, à la modulation des flux d'eau (aspects quantitatifs) ainsi qu'à l'épuration des eaux. En haute montagne, l'approvisionnement en eau est fortement conditionné par les contributions des glaciers et du manteau neigeux. Cette contribution ne constitue cependant pas un service écosystémique en tant que tel, du fait de la nature principalement abiotique de ces milieux et des processus concernés. Etant donnée la nature souvent peu profonde des sols ainsi que la couverture végétale peu dense des milieux de haute montagne par comparaison aux étages inférieurs, le rôle des zones humides d'altitude dans la régulation hydrologique des milieux subalpins et alpins est davantage souligné dans le rapport.
---	---

Tableau 17. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystèmes rocheux et de haute montagne (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✖ bien ou service uniquement évoqué)

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Contribution des écosystèmes au contrôle de l'érosion des sols	● Modèle mécaniste WaterWorld développé par le King's College of London, calcule l'infiltration annuellement en fonction de la quantité d'eau ruisselée, la perméabilité du sol, la topographie et la végétation. Le modèle n'intègre pas les spécificités du sous-sol et ne permet pas de quantifier leur influence sur les flux d'eau.	indice d'infiltration de l'eau dans les sols		

4.2.6. Groupe de travail écosystèmes marins et côtiers

Document de référence : CGDD (2018e)

Périmètre d'étude :

Le territoire considéré dans cette évaluation couvre toutes les surfaces françaises constamment immergées et directement reliées à l'océan, ainsi que les surfaces en connexion intermittente avec l'océan, immergées par de l'eau de mer de manière plus ponctuelle du fait de l'action des courants de marée, du vent et de changements de la pression atmosphérique (prés salés, lagunes côtières...) (Davies et al., 2004). L'entité, très vaste, concernée par cette étude ne peut être considérée comme un unique écosystème. Elle recouvre en réalité une diversité d'écosystèmes, eux-mêmes constitués d'une diversité d'habitats marins. Ceci s'explique par deux raisons principales : i) les écosystèmes marins et côtiers français sont répartis de manière non-continue dans des espaces aux caractéristiques biophysiques très variées et ii) ces écosystèmes présentent une forte diversité de fonctionnements écologiques. Les écosystèmes marins et côtiers sont classés en trois catégories :

- les habitats côtiers et marins : dunes, galets, falaises, roche et autres substrats durs intertidaux, sédiment intertidal, roche et autres substrats durs infralittoraux, roche et autres substrats durs circalittoraux, sédiment subtidal, habitats profonds ;
- les habitats particuliers : marais, herbiers, récifs coralliens, mangroves, champs de microalgues, coralligène ;
- les masses d'eau : estuaires, lagunes méditerranéennes, eaux côtières sous influence estuarienne, eaux du reste du plateau, zone épipélagique des eaux océaniques, zone méso et bathy-pélagiques des eaux océaniques.

Les aquifères côtiers ne sont pas étudiés comme un compartiment des écosystèmes marins et côtiers.

Les biens et services évalués ; types d'évaluations menées

Tableau 18. Biens et services étudiés dans le GT écosystèmes marins et côtiers, et méthodes d'évaluation (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; ✖ bien ou service uniquement évoqué; en bleu : services liés à l'eau dépendants des aquifères)

		biophysique	monétaire
Biens	Biens issus de l'exploitation des ressources halieutiques	●	●
	Biens issus des écosystèmes dédiés aux cultures marines	●	●
	Biens issus des écosystèmes à macro-algues	●	✕
	Les molécules retirées des écosystèmes marins	✕	✕
Services de régulation	Régulation des nutriments	○	●
	Protection côtière	○	○
	Régulation du climat	●	
	Régulation des pathogènes	✕	✕
Services culturels	Support d'activité récréative	●	●
	Paysage	✕	✕
	Informations et connaissances	✕	✕

Services liés à l'eau dépendants des aquifères: description et méthodes mobilisées

Tableau 19. Présentation des services liés à l'eau dépendants des aquifères dans le GT écosystèmes marins et côtiers

Régulation des nutriments	<p>Le service de régulation des nutriments est l'élément principal du service de régulation de la qualité de l'eau, que les experts consultés dans le cadre de l'EFESE-mer ont estimé comme rendu de façon importante par les écosystèmes suivants : plancton, estuaires, lagunes, marais littoraux, mangroves, herbiers, récifs coralliens tropicaux, et fonds meubles. Le service de régulation sera donc évalué en priorité pour ces écosystèmes, mais essentiellement de manière qualitative.</p> <p>La capacité ou aptitude des écosystèmes littoraux à réguler les nutriments est difficile à quantifier car elle dépend des caractéristiques biotiques et abiotiques de chaque écosystème et fait appel à des processus qui ne sont pas forcément bien connus scientifiquement.</p>
---------------------------	--

Tableau 20. Méthodes d'évaluation mobilisées et indicateurs associés dans le GT écosystème marins et côtiers (● méthode appliquée ; ○ méthode précibée mais non appliquée; ✕ bien ou service uniquement évoqué)

	Evaluation biophysique		Evaluation monétaire	
	Méthode	Indicateur	Méthode	Indicateur
Régulation des nutriments	○ se mesure par le potentiel d'absorption des flux de nutriments des écosystèmes marins et côtiers. Les stocks et flux de nutriments sont difficilement quantifiables		● Coût des politiques de prévention et de gestion de l'eutrophisation: représentent ce que la société est prête à dépenser pour éviter la dégradation du service de régulation des nutriments et ses conséquences. Il s'agit d'un estimateur a minima des avantages collectifs que la société considère recevoir via le service de	€/an

4.2.7. Synthèse

Trois grands types de services liés à l'eau et dépendants des aquifères sont considérés dans les six GT étudiés : ① Le stockage et la production naturelle d'eau de qualité, ② l'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés et ③ la régulation des inondations.

Tableau 21. Services liés à l'eau dépendants des aquifères évalués par les différents GT (● méthode appliquée ; ○ méthode précibléée mais non appliquée; * bien ou service uniquement évoqué ; B : évaluation biophysique, M : évaluation monétaire)

Services	Milieux humides		Ecosystèmes agricoles		Ecosystèmes forestiers		Ecosystèmes urbains		Ecosystèmes rocheux et haute montagne		Ecosystèmes marins et côtiers	
	B	M	B	M	B	M	B	M	B	M	B	M
① Contribution des écosystèmes au cycle hydrologique										●		
Régulation de la qualité de l'eau	●	●			○	○						
Auto-épuration des milieux aquatiques							○	○				
Atténuation naturelle des pesticides par les sols			○	*								
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous			●	○								
Régulation des nutriments											○	●
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées			●	●								
Recharge des nappes					*	*						
Stockage et restitution de l'eau bleue			●	*								
② Régulation du débit d'étiage	○	○										
③ Régulation des crues/inondations	○	○	*	*	○	○	○	○				

Ces trois types de services ne sont cependant pas couverts par l'ensemble des GT. De plus, les approches mobilisées pour évaluer les services sont différentes d'un GT à l'autre.

① Le stockage et la production naturelle d'eau de qualité

Ce service est évalué de manière partielle, comme la contribution des écosystèmes de surface à la production de ce service, en distinguant le rôle des écosystèmes dans la régulation de la qualité et de la quantité d'eau.

La régulation de la qualité de l'eau est évaluée en termes biophysiques pour deux types d'écosystèmes :

- les milieux humides : l'indicateur utilisé est la rétention de l'azote par les rivières (tonnes/ km/an) obtenue avec le modèle GREEN (Grizzetti et al., 2005, 2008, 2012) ;
- les écosystèmes agricoles : les indicateurs utilisés sont la quantité annuelle moyenne d'azote non lixivié (kgN/ha/an), et le pourcentage d'azote non lixivié, obtenu à partir de simulations STICS réalisées pour les grandes cultures.

La régulation de la qualité de l'eau est évaluée en termes monétaires pour deux types d'écosystèmes également :

- les milieux humides, en utilisant une approche par les coûts en évaluant les dépenses relatives à la mise en place de zones humides artificielles permettant de rendre le même niveau de service ;
- les écosystèmes marins et côtiers, en évaluant le coût des politiques de prévention et de gestion de l'eutrophisation.

La régulation de la quantité d'eau est évaluée en termes biophysiques pour deux types d'écosystèmes :

- les écosystèmes agricoles : l'indicateur produit est le rendement en eau moyen annuel (mm/an) obtenu à partir de simulations STICS pour les grandes cultures ;

- les écosystèmes rocheux et de haute montagne : l'indicateur évalué est l'indice d'infiltration de l'eau dans les sols issu du modèle WaterWorld (Mulligan 2013, 2015).

Aucune évaluation monétaire de ce rôle de régulation de la quantité de n'est proposée.

② **L'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés** est abordée uniquement par le GT milieux humides, en tant que service de régulation du débit d'étiage sans toutefois l'évaluer. Le GT préconise de conduire des études pour construire des modèles permettant de caractériser la fréquence des sécheresses en fonction de la présence plus ou moins importante de milieux humides dans la plaine alluviale, afin de mesurer le rôle et la capacité de ces milieux à restituer de l'eau en période d'étiage. Sur le plan de l'évaluation monétaire, deux méthodes sont ciblées : par les coûts des dommages, ou par les coûts substitués, mais le GT indique qu'elles ne peuvent être appliquées à l'échelle nationale (Note : une carte des apports des eaux souterraines vers les eaux de surface pourrait être tentée au niveau national à partir des résultats de différents projets).

③ **La régulation des inondations** est abordée par trois GT, sans toutefois être évaluée :

- Le GT milieux humides préconise de conduire des études pour caractériser le potentiel d'atténuation des inondations des différents milieux humides pour différentes fréquences et magnitudes des crues et inondations, à l'échelle d'un bassin versant, en utilisant des modèles hydrologiques, météorologiques et hydrauliques.
- Le GT écosystèmes forestiers préconise de cartographier la capacité de stockage (ou de rétention) en eau des forêts métropolitaines à partir de la surface forestière (Corine Land Cover 2006), du volume des précipitations et des débits à l'exutoire des bassins versants considérés. Le GT recense les études menées à l'échelle de bassins versants et mettant en évidence ce service de régulation des inondations.
- Le GT écosystèmes urbains préconise de s'appuyer sur une instrumentation importante et un solide réseau de mesures afin de déterminer les volumes de stockage ou les capacités de production du ruissellement de l'espace urbain. Comme pour le service d'autoépuration, des études ont été réalisées mais elles restent encore ponctuelles et des données à l'échelle de la France manquent encore.

Dans ces trois GT, deux types de méthodes d'évaluation monétaire sont ciblées : par les coûts des dommages, ou par les coûts substitués.

Le chapitre 3 a montré que les aquifères peuvent avoir un rôle important dans la fourniture de chacun de ces services, mais l'analyse ci-dessus montre les limites des évaluations des services écosystémiques menées dans les GT, lorsqu'ils sont dépendants des aquifères.

D'une part, les aquifères ne sont pour le moment pas considérés pour l'évaluation des services écosystémiques. Les évaluations menées dans chaque GT s'arrêtent à la contribution des écosystèmes pour ces services. Ce constat rejoint plus généralement la littérature scientifique sur le lien entre services écosystémiques et aquifères. Dennedy-Franck (2019) conclut récemment que les évaluations des services écosystémiques ne tiennent souvent pas compte du rôle des eaux souterraines dans l'écosystème, rôle dont l'importance dépend fortement de l'échelle d'évaluation et du contexte local (Qiu et al., 2019). Tuinstra and van Wensen (2014) font le constat que « les expériences pratiques d'utilisation du concept de services écosystémiques dans la gestion des eaux souterraines sont encore rares ». Maes et al. (2016) expliquent que les aquifères représentent un « cas spécial » dans les évaluations de services écosystémiques. Ils proposent deux approches possibles pour inclure les aquifères dans les évaluations des services écosystémiques : (1) en rattachant entièrement les services dépendants des aquifères aux écosystèmes de surface : la difficulté est alors de capter les effets des aquifères sous-jacents aux écosystèmes pour l'évaluation des services ;

(2) en considérant les aquifères comme un écosystème à part entière qui délivre des services écosystémiques (comme Griebler and Avramov, 2014 ; Tuinstra and van Wensen, 2014): la difficulté est alors le risque de double compte lorsque les écosystèmes de surface et les aquifères contribuent au même service, ainsi que la représentation cartographique des services qui ne permettrait pas de représenter les aquifères.

D'autre part, les services dépendants des aquifères sont rarement caractérisés du point de vue de la demande de la société, en termes de bénéficiaires. Ces services, lorsqu'ils sont dépendants des aquifères, ne peuvent être évalués entièrement si les aquifères ne sont pas considérés puisque les évaluations ne permettent pas de faire le lien entre l'écosystème et la population bénéficiant des services. Par exemple, les évaluations menées par les différents GT ne permettent pas de caractériser le service stockage et production naturelle d'eau de qualité en termes de population bénéficiant de ce service. En effet, un même écosystème, situé dans le bassin d'alimentation d'un captage stratégique pour l'alimentation en eau potable ou au contraire situé au-dessus d'une roche imperméable, ne rendra pas le même niveau de service. A nouveau, on retrouve ce constat dans la littérature scientifique. Sur la base d'une analyse de 381 travaux de recherche sur les services hydrologiques publiés entre 2000 et 2014, Brauman (2015) a ainsi montré que ce lien entre les processus biophysiques et la population est rarement étudié : beaucoup de travaux se sont concentrés sur la caractérisation biophysique de l'offre de service, sans pour autant chercher à la connecter au bien être humain, à la demande de service.

5. Proposition d'un cadre conceptuel

Ce chapitre propose un schéma conceptuel qui permet d'articuler écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères, mais également de relier les écosystèmes de surface aux populations bénéficiaires des services dépendants des aquifères (§5.1). Il souligne les spécificités de l'évaluation des services dépendants des aquifères par rapport à d'autres services écosystémiques (§5.2). L'objectif est d'établir des passerelles entre les travaux réalisés dans le cadre du programme EFESE et les aquifères, afin d'améliorer la caractérisation des services écosystémiques dépendants des aquifères.

5.1. SCHEMA CONCEPTUEL

Nous considérons ici uniquement les trois services dépendants des aquifères pris en compte dans les GT du programme EFESE: ①le stockage et la production naturelle d'eau de qualité, ②l'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés, ③la régulation des inondations.

Notre schéma conceptuel (Figure 23) s'inspire de Brauman et al. (2007), Brauman (2015), Keeler et al. (2012) et Guswa et al. (2014). Il explicite les liens potentiels entre les écosystèmes terrestres et aquatiques étudiés dans l'EFESE (cadres verts) et les aquifères (cadres bleus). Les Figure 21 et Figure 22 en proposent une représentation simplifiée.

- Les écosystèmes influencent les aquifères dans la zone de recharge, située à l'amont des bassins hydrogéologiques. Inversement, les aquifères peuvent influencer certains types d'écosystèmes terrestres et aquatiques situés dans la zone d'exutoire. Des flux d'eau et de matière sont échangés entre ces compartiments.
- Les écosystèmes fournissent toute une diversité de services qui ont été étudiés dans les travaux EFESE. Parmi ceux-ci, certains services ne dépendent pas uniquement des écosystèmes terrestres, mais également des aquifères. C'est le cas du stockage et de la production d'eau de bonne qualité, de l'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés, de la régulation des inondations.
- Les aquifères sont en interaction avec les écosystèmes amont et les écosystèmes dépendants des eaux souterraines, *via* des échanges de flux d'eau et de matière.
- La Figure 21 illustre la manière dont les aquifères s'articulent avec les écosystèmes de surface pour la production de ces services, en utilisant les termes du cadre conceptuel de l'EFESE. Ainsi, le stockage et la production d'eau naturelle de qualité et la régulation des inondations résultent des avantages socio-économiques retirés par la société de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes amont et des aquifères. L'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés ne constitue pas vraiment un service au sens de l'EFESE mais plutôt une composante des fonctions écologiques, car située entre deux fonctions écologiques (aquifères et écosystèmes dépendants des nappes aquifères), dont la société tire des avantages socio-économiques.

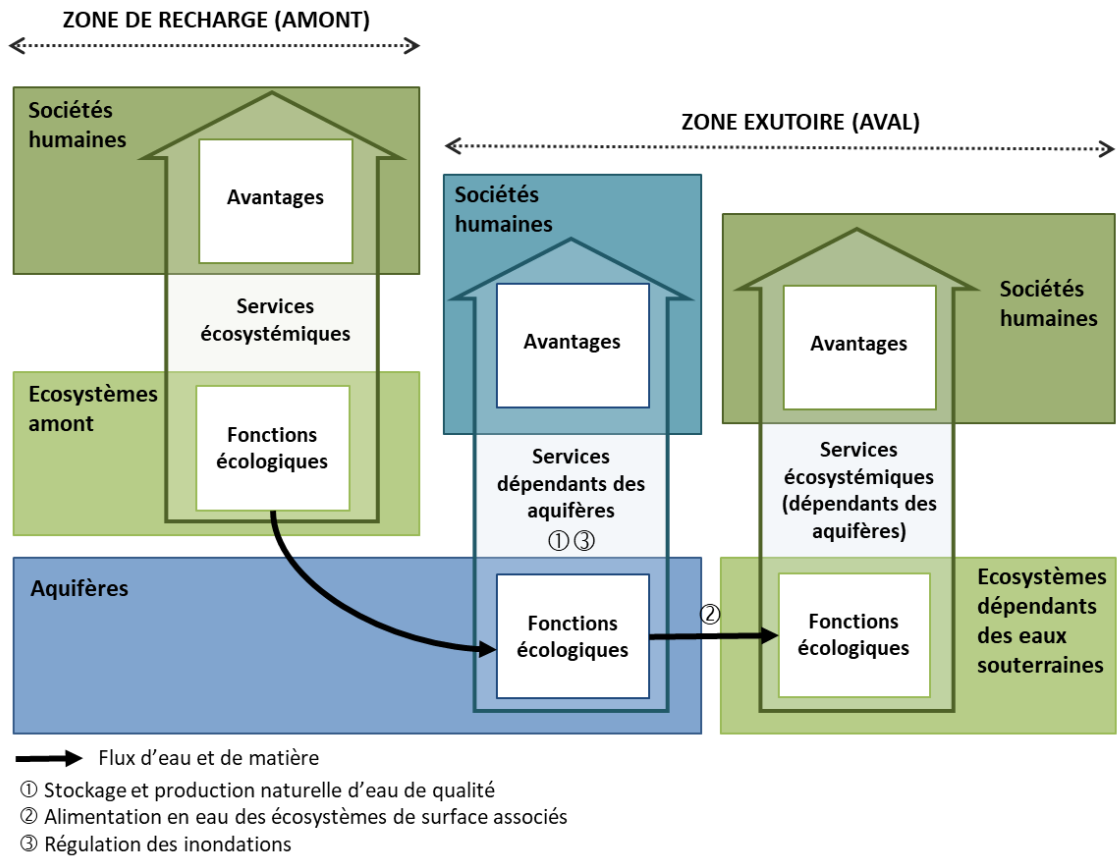


Figure 21. Schéma conceptuel simplifié articulant écosystèmes, aquifères et services dépendants des aquifères

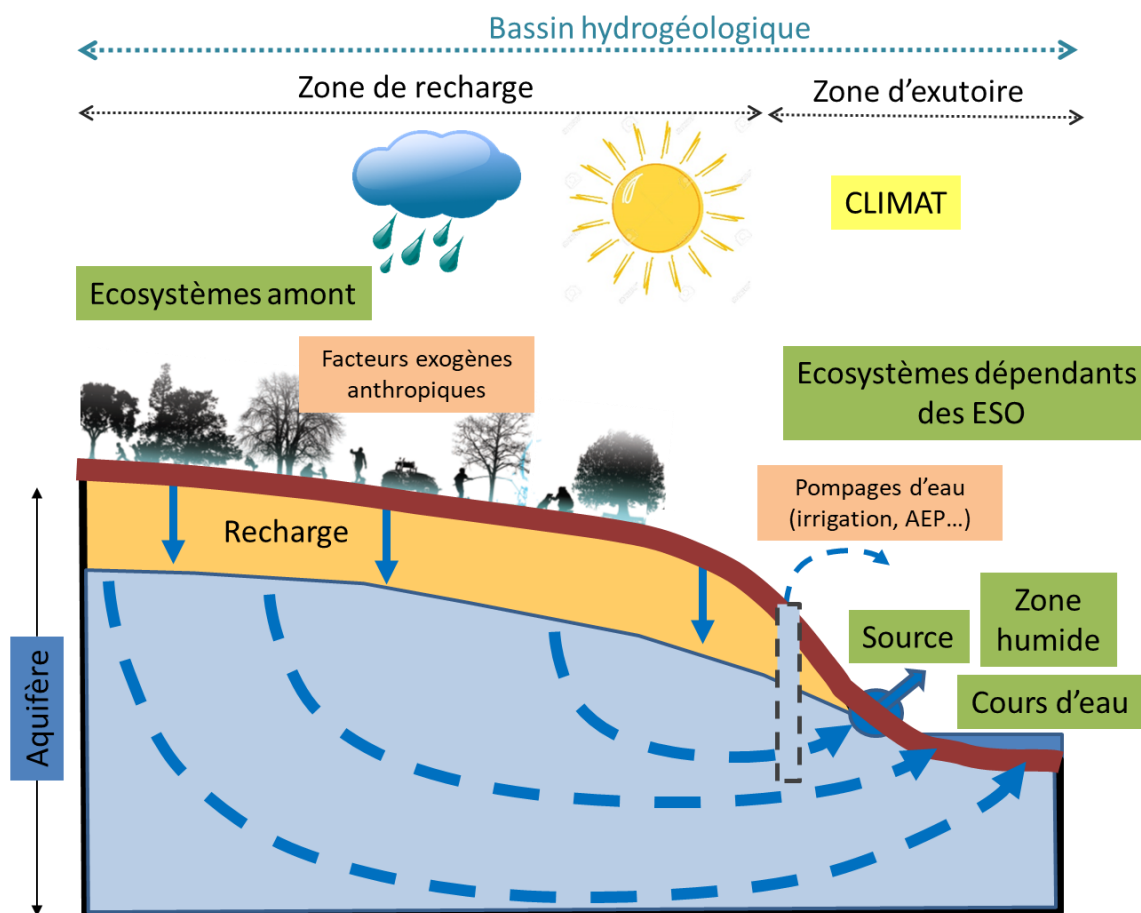


Figure 22. Illustration du schéma conceptuel d'une nappe aquifère en interaction avec des écosystèmes amont et dépendants (en vert) et facteurs exogènes (en orange)

- La contribution des écosystèmes à la production de ces services peut être approchée par deux principaux types d'indicateurs, que nous appelons ici **attributs hydrologiques** : la recharge et la concentration en polluants des eaux de lessivage, qui varient dans le temps et dans l'espace. Ces indicateurs sont considérés comme des indicateurs de services dans les GT du programme EFES. Dans une perspective DPSIR (Drivers, Pressures, State, Impacts, Responses) ces attributs permettent de caractériser les pressions exercées sur les ressources en eau souterraine.
- L'eau se retrouve ensuite dans le milieu saturé, dans des aquifères, qui peuvent présenter des caractéristiques très diversifiées (étendue spatiale, profondeur, inertie, épaisseur, géologie, type de porosité et/ou perméabilité, géochimie et microbiologie, aquifère libre ou captif...). De même que les écosystèmes terrestres fonctionnent selon des processus échohydrologiques qui leur sont propres, les aquifères fonctionnent selon des **processus physiques et bio-géochimiques** qui diffèrent selon leurs caractéristiques.
- Le niveau de services délivrés *in fine* est fonction des caractéristiques des eaux souterraines dans la zone aval, que nous appelons ici **attributs hydrogéologiques** : la quantité (niveau piézométrique, volume de la ressource, débit à l'exutoire d'une source), la qualité (concentration en polluants, salinité) et leur variation dans le temps et dans l'espace. Ces attributs permettent également de caractériser l'état des eaux souterraines. Ces attributs hydrogéologiques sont eux-mêmes influencés par des

interactions complexes entre le climat, la topographie, la géologie, l'occupation des sols, les pratiques et autres interventions humaines dans le paysage.

- A chaque service peuvent être associés des **bénéficiaires** : les consommateurs d'eau potable et les irrigants pour le service de stockage et de production d'eau ; la population exposée aux inondations pour le service de régulation des inondations ; les usagers des écosystèmes aquatiques dépendants des eaux souterraines pour le service alimentation en eau des écosystèmes de surface associés...

Ce schéma conceptuel positionne les travaux d'EFESE (rectangles verts, entourés par un trait pointillé vert). Deux blocs se dégagent : les écosystèmes amont et les écosystèmes dépendants des nappes aquifères, et les services qui leurs sont associés.

Ce schéma illustre que la caractérisation des services dépendants des nappes aquifères nécessite un changement d'échelle, en passant à l'échelle du bassin hydrogéologique (matérialisé par un trait pointillé bleu). Cette échelle intègre les écosystèmes étudiés dans EFESSE, ainsi que les nappes aquifères et les bénéficiaires des services dépendants des nappes aquifères.

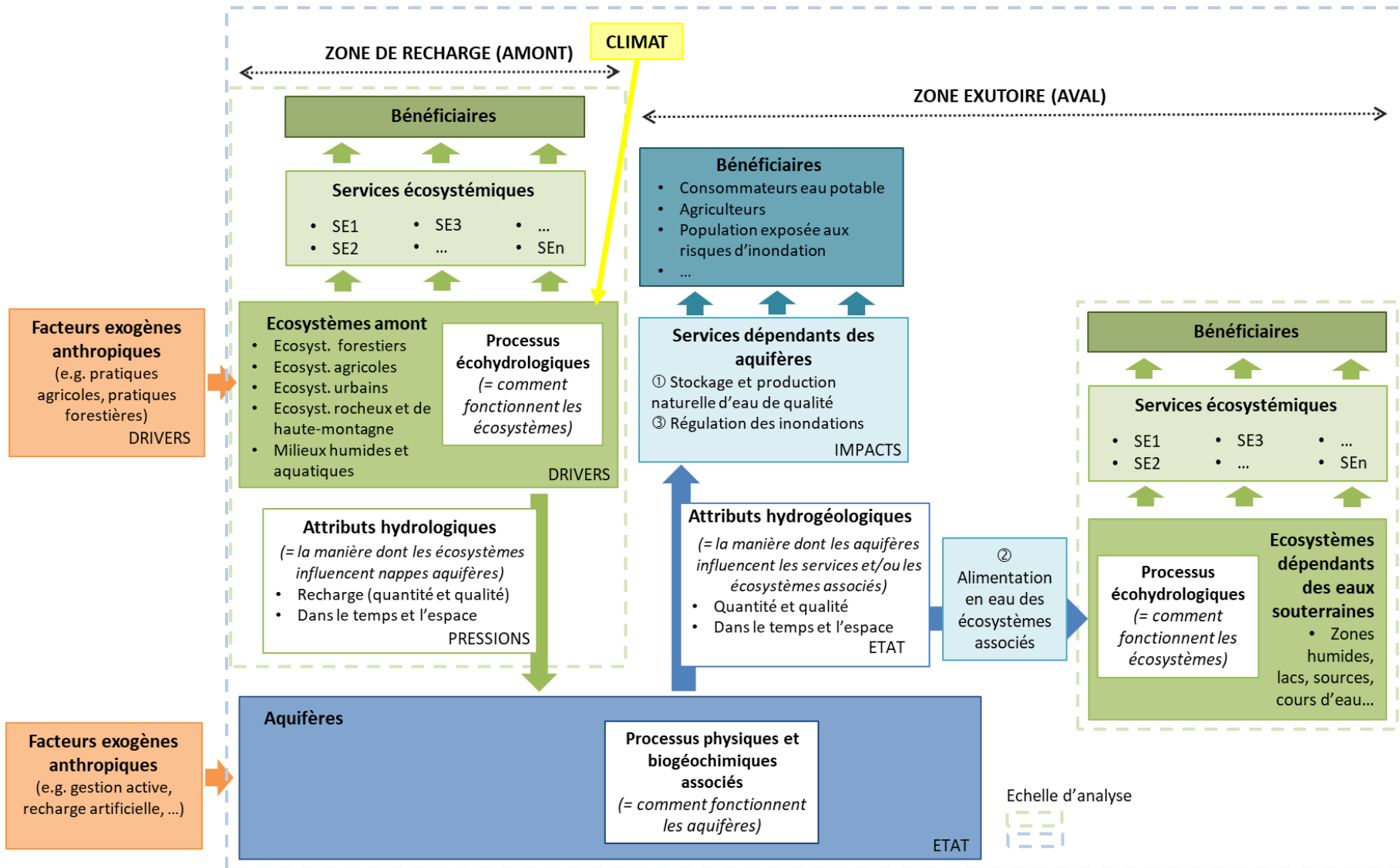


Figure 23. Schéma conceptuel

5.1.1. Attributs hydrologiques *versus* attributs hydrogéologiques

Ce schéma distingue les attributs hydrologiques (la manière dont les écosystèmes influencent les aquifères), des attributs hydrogéologiques (la manière dont les aquifères influencent le niveau de services). Une pratique courante consiste à caractériser les services dépendants des aquifères à partir des attributs hydrologiques, en faisant l'hypothèse implicite que le niveau de service a une relation linéaire positive avec ce type d'attribut. Cela revient par exemple à caractériser le niveau de service régulation de la quantité par l'indicateur recharge, et le niveau de service régulation de la qualité de l'eau par l'indicateur concentration en polluants dans les eaux de lessivage. Ces indicateurs reflètent effectivement la contribution des écosystèmes aux services, mais ne permettent pas de caractériser complètement les services dépendants des aquifères.

Booth et al. (2016) illustrent par exemple que l'indicateur « recharge » - généralement utilisé pour cartographier et quantifier les services écosystémiques liés aux aquifères – à lui seul ne permet pas d'évaluer correctement les services dépendants des aquifères, et ne peut pas être utilisé comme un proxy des services dépendants des aquifères. En effet, il explique que la relation entre recharge et niveau de services n'est pas toujours linéaire et positive comme dans le cas du service stockage et de production d'eau : la recharge peut également avoir une relation non linéaire avec la production agricole (amélioration des rendements dans un premier temps par une meilleure disponibilité en eau puis risque de perte de rendement en cas d'excès d'eau), voire une relation linéaire négative avec le service de régulation des inondations en cas de crue par remontée de nappe (Figure 24). De plus, l'évolution de la recharge en un point A ne permet pas de connaître l'évolution de la capacité de stockage et de production d'eau de qualité en un point B de l'aquifère du fait des processus hydrogéologiques et biogéochimiques se déroulant au sein de l'aquifère entre la zone de recharge et la zone exutoire.

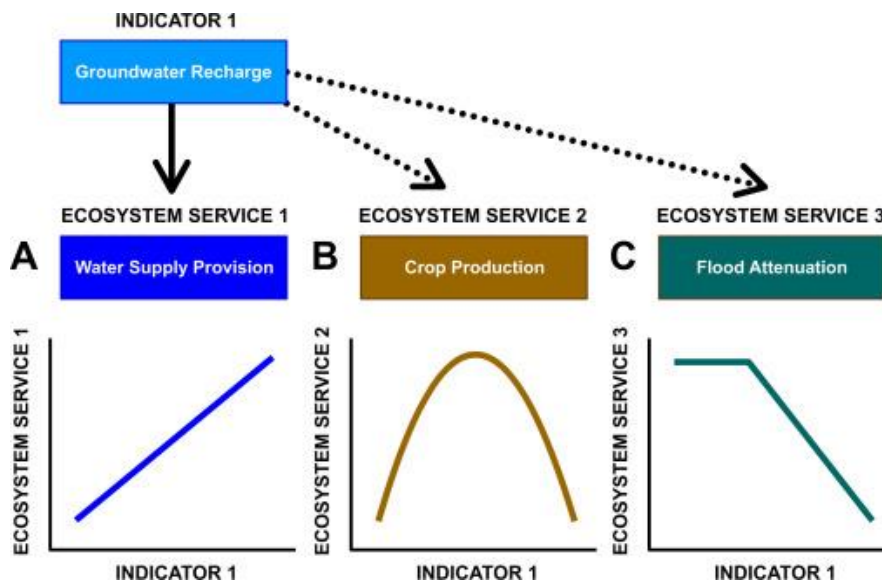


Figure 24. Relation entre l'indicateur recharge et le niveau attendu de trois services (Booth et al, 2016)

5.1.2. Liens entre les attributs hydrogéologiques et le niveau de services

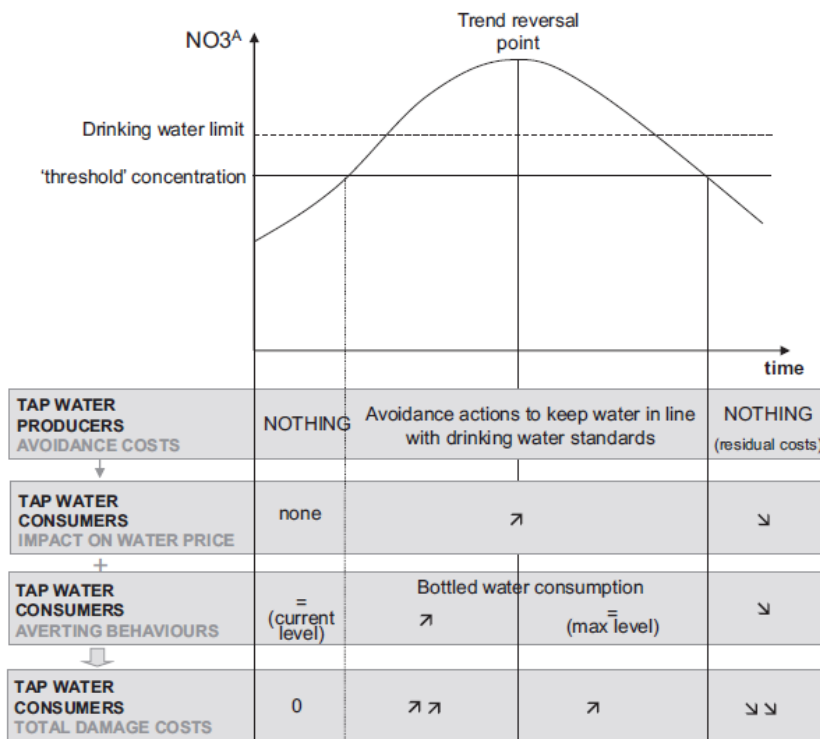
Les niveaux de services dépendants des aquifères sont en général fonction de deux types d'attributs hydrogéologiques : la quantité et la qualité de l'eau, et leur distribution dans le temps et dans l'espace. La caractérisation de ces attributs hydrogéologiques est une étape importante

pour caractériser les services dépendants des aquifères. Ils peuvent constituer les variables d'entrée des évaluations de l'effet d'une variation de service sur le bien-être de la population.

Prenons l'exemple du service de stockage et de production naturelle d'eau pour l'alimentation en eau potable. Le niveau de service est directement dépendant de la quantité d'eau disponible à un instant *t* au point de captage (une augmentation de cet attribut est en général favorable), et de sa qualité (une mauvaise qualité peut impliquer la nécessité de mettre en place des traitements coûteux et donc réduire le niveau de service). La répartition dans l'espace de l'eau disponible est également un facteur important : l'eau n'est utile que si les usagers y ont accès ; de même que sa répartition dans le temps : le niveau de service ne peut en général être correctement décrit par des volumes d'eau moyen ou annuel, le niveau de service est fonction de la disponibilité en eau tout au long de l'année, en particulier pendant les périodes de besoins de pointe dans le cas des territoires avec un fort afflux saisonnier de population touristique. De la même manière, si l'eau est utilisée pour l'irrigation des cultures, le niveau de service est directement lié à la disponibilité de l'eau pendant les périodes où les cultures en ont besoin.

Encadré 7. Lien entre l'attribut qualité et le niveau de service stockage et production naturelle d'eau de qualité

Figure 25. Implications économiques d'un changement de l'attribut hydrogéologique « qualité » pour les consommateurs d'eau du robinet, exemple de la nappe de l'Hesbaye en Belgique (Hérivaux et al., 2013).



La Figure 25 illustre ce lien dans le contexte de la nappe de l'Hesbaye qui alimente en eau potable la ville de Liège en Belgique. Le niveau de service commence à diminuer dès lors que la concentration en nitrates au niveau du point de prélèvement s'approche des seuils réglementaires : les services d'eau potable investissent dans des stations de traitement permettant de continuer à distribuer de l'eau de qualité, les consommateurs d'eau du robinet augmentent l'achat d'eau en bouteille du fait d'une perte de confiance dans l'eau du robinet. Le niveau de service commence à s'améliorer quelques temps après que la qualité de l'eau soit redevenue conforme aux normes réglementaires.

Dans le cas du service de régulation des inondations, dans un contexte d'aquifères karstiques, le niveau de service est directement dépendant du niveau de remplissage de l'aquifère et du débit des sources en cas de débordement, mais assez peu de la qualité de l'eau. La distribution dans l'espace est particulièrement importante, puisque les précipitations ne sont pas réparties uniformément à l'échelle d'un bassin versant, et que l'eau n'a un impact négatif que lorsqu'elle se retrouve au mauvais endroit, inondant les cultures ou les maisons. Enfin, la dimension temporelle est également importante. Les précipitations ne se répartissent pas uniformément au

cours de l'année. Dans les régions méditerranéennes par exemple, les fortes pluies se concentrent par exemple plutôt à l'automne. Un faible niveau piézométrique des nappes en période automnale peut contribuer à améliorer le service de régulation des inondations, à condition que la capacité du sol ne soit pas saturée et qu'il n'y ait pas un refus à l'infiltration.

5.1.3. Interactions des aquifères avec les grands types d'écosystèmes

Nappe libre/nappe captive

La nature de l'interaction entre les grands types d'écosystèmes et un aquifère diffère fortement selon le caractère local libre ou captif de la nappe. En effet, dans le secteur où la nappe est captive, en l'absence d'infiltration verticale vers la nappe, les écosystèmes n'impactent pas l'aquifère (les attributs hydrologiques de ces écosystèmes n'ont aucun effet sur les services dépendants de l'aquifère). De même, sur ce même secteur, la nappe n'alimente pas d'eau de surface ni d'écosystème associé. A l'opposé, dans le secteur où elle est libre, la nappe aquifère interagit fortement (et dans les deux sens) avec les grands types d'écosystèmes. Ces interactions sont décrites ci-dessous.

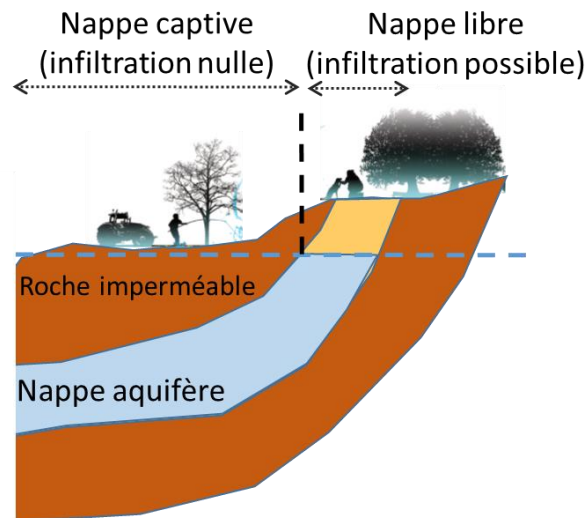


Figure 26. Schéma de l'interaction entre une nappe (libre ou captive) et les écosystèmes de surface

Définition de l'extension verticale des écosystèmes

Dans les rapports des différents GT, les six grands types d'écosystèmes sont décrits selon leurs caractéristiques et extension latérale sur le territoire français. Ils sont avant tout décrits en tant qu'objets de surface posés sur la surface de la Terre. Leur extension verticale a été par contre peu abordée par la majorité des GT. Seule l'extension de l'écosystème agricole a été définie en tant que « zone située entre le toit de la zone du sol saturée en eau et le toit de la canopée (la zone saturée relevant de travaux concernant des aspects géo-hydrologiques non instruits dans l'étude) ». Cet agencement entre l'écosystème agricole (tel que défini par son GT) et la nappe aquifère libre est schématisé à la Figure 27.

Cette définition de l'extension verticale de l'écosystème agricole induit que l'objet « eau souterraine » devrait être circonscrit à sa partie saturée, c'est-à-dire à la nappe aquifère et non à l'aquifère dans sa totalité. Il conviendrait de mener une réflexion à ce sujet car cette limite (correspondant au niveau piézométrique) fluctue au cours du temps en fonction des périodes de

hautes et basses eaux (étiage). **Une autre proposition serait de considérer l'aquifère dans sa totalité, incluant la zone non saturée, et limité verticalement par la base de la zone racinaire.**

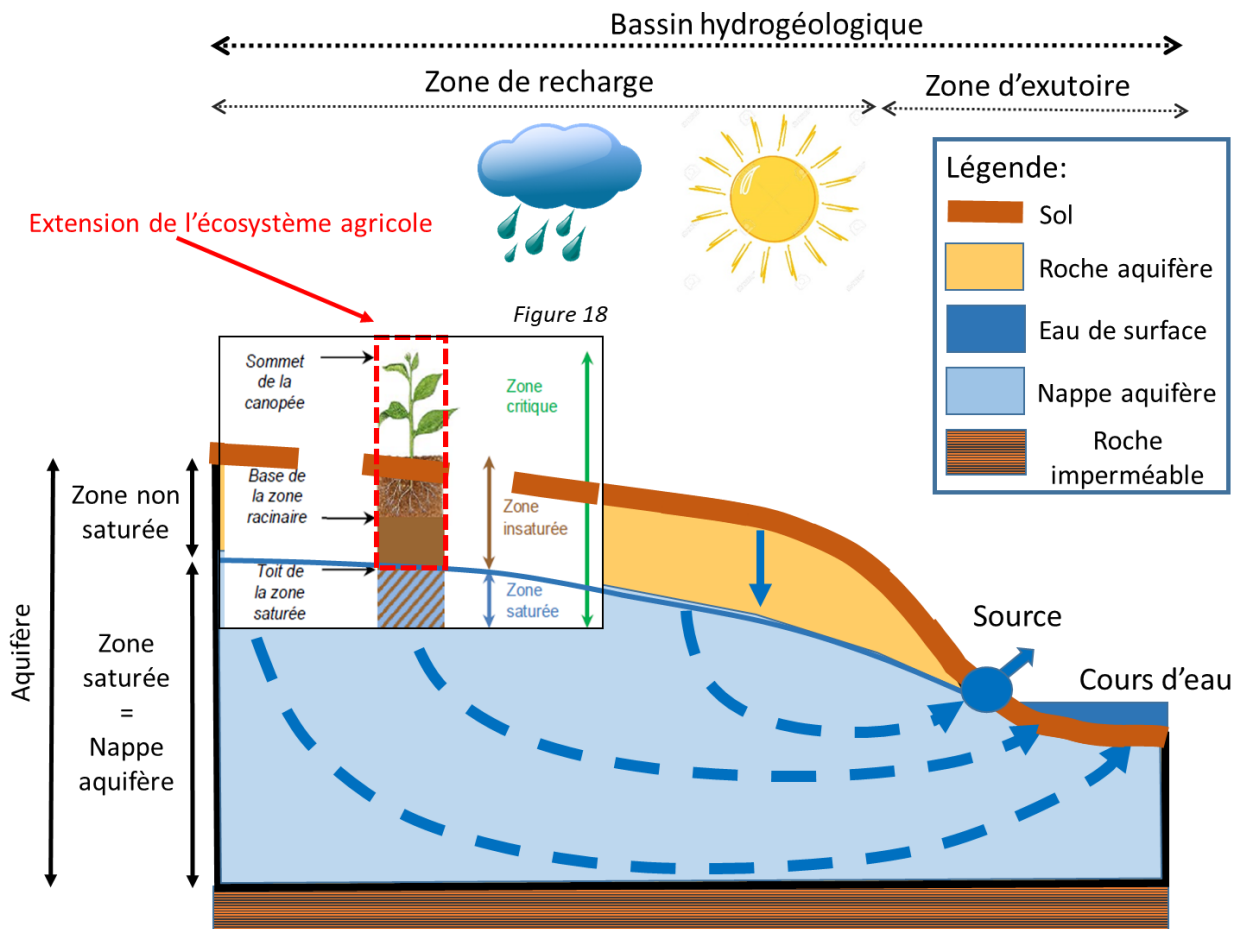


Figure 27. Coupe schématisant la position et l'extension verticale de l'écosystème agricole (tel que défini par le GT) et la nappe aquifère libre

Interactions entre une nappe libre et les grands types d'écosystèmes

Schématiquement, de l'amont vers l'aval, des altitudes élevées vers les basses altitudes, les écosystèmes se répartissent de la manière suivante : aux hautes altitudes, tout à l'amont de la zone de recharge, les écosystèmes rocheux et de haute-montagne dominent. Ensuite, suite à l'étagement de la végétation en montagne, on retrouve les écosystèmes forestiers. Plus bas, dans les vallées, les écosystèmes agricoles remplissent les plaines alluviales et enfin les écosystèmes urbains. Les interactions entre ces quatre écosystèmes et l'aquifère, au sein de la zone de recharge de celui-ci, sont dominées par des transferts verticaux vers le bas. Au contraire, les interactions avec les milieux humides et aquatiques continentaux ainsi qu'avec les milieux marins et littoraux, situés tout à l'aval, dans la zone d'exutoire de l'aquifère, sont dominés par des transferts verticaux vers le haut (généralement accompagnés d'une composante horizontale). Cependant, cette répartition est très variable selon les aquifères (Encadré 8, ci-dessous, paragraphe 5.2).

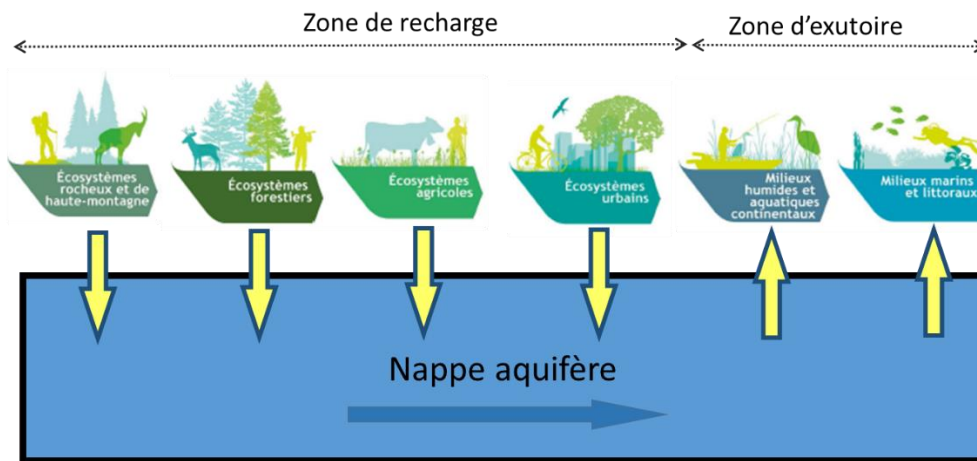


Figure 28. Schéma positionnant une nappe libre et ses interactions avec les autres grands types d'écosystèmes (les flèches jaunes indiquent le sens dominant des interactions)

Les principaux flux de matières et d'eau traversant les interfaces entre les différents écosystèmes sont synthétisés dans le Tableau 22.

Tableau 22. Synthèse des principales interactions entre les nappes libres et les grands types d'écosystèmes présents au niveau national

Ecosystèmes agricoles	<p><u>Flux de matières</u> : Pesticides, nitrates, Phosphates</p> <p><u>Flux d'eau</u> : recharge naturelle, retour d'irrigation, pompage</p> <p><u>Interfaces</u> : sols agricoles, zone non saturée</p>
Ecosystèmes urbains	<p><u>Flux de matières</u> : Matières organiques, nutriments, micropolluants, métaux</p> <p><u>Flux d'eau</u> : recharge naturelle, infiltration eaux pluviales, infiltration eaux usées (réseau assainissement), pompage</p> <p><u>Interfaces</u> : sols, zone non saturée</p>
Milieux marins et littoraux	<p><u>Flux de matières</u> : salinité, et ceux indiqués ci-dessus si milieux urbain et agricole en littoral</p> <p><u>Flux d'eau</u> : écoulement souterrain vers lagunes et milieu marin (diffus, ponctuel)</p> <p><u>Interfaces</u> : sources sous-marines, vasières ; lagunes - étangs</p>
Ecosystèmes forestiers	<p><u>Flux de matières</u> : Nutriments, Carbone</p> <p><u>Flux d'eau</u> : recharge naturelle</p> <p><u>Interfaces</u> : Sols forestiers, zone non saturée</p>
Zones rocheuses et de haute montagne	<p><u>Flux de matières</u> : Nutriments, Carbone</p> <p><u>Flux d'eau</u> : recharge naturelle</p> <p><u>Interfaces</u> : Sols montagneux, zone non saturée ; sources</p>
Milieux humides et aquatiques continentaux	<p><u>Flux de matières</u> : Nutriments, micropolluants... associés aux interactions</p> <p><u>Flux d'eau</u> : interactions eaux de surface/souterraines</p> <p><u>Interfaces</u> : source, zone hyporhéique</p>

5.2. SPECIFICITES DES SERVICES DEPENDANTS DES AQUIFERES

5.2.1. Les services liés à l'eau sont des services de régulation

Les trois types de services étudiés ici sont des services étroitement liés au cycle de l'eau. Bien que le service de stockage et de production naturelle d'eau de qualité soit souvent assimilé à un service d'approvisionnement, nous considérons ici, tout comme le programme EFESSE et dans la lignée de Brauman (2015), que les écosystèmes ne créent pas d'eau mais déplacent, modifient les flux et la qualité de l'eau. De ce fait, nous considérons que les services liés à l'eau sont des services de régulation, dépendants à la fois des écosystèmes de surface et des aquifères.

5.2.2. La dimension intégrative des aquifères

Les aquifères sont **intégrateurs** d'un ensemble d'occupations du sol. Les niveaux de services dépendants des aquifères sont la résultante (1) des types de combinaison d'occupation des sols et (2) du fonctionnement des aquifères. A l'inverse des services type production de bois, qui ne sont produits que par un type d'écosystème, les services liés à l'eau résultent de la combinaison de plusieurs écosystèmes. Tous les écosystèmes d'un bassin versant ont un impact sur l'eau qui les traverse. Difficile dès lors de faire le lien entre un écosystème et un niveau de service lié à l'eau. Une approche transversale à plusieurs écosystèmes est nécessaire pour évaluer ce type de service. Certains auteurs utilisent par exemple le terme de services de bassin ou *watershed services* (Postel and Thompson, 2005), parmi lesquels la production naturelle d'eau de qualité. Ils mettent en avant la nécessité d'agir à l'échelle des bassins versants.

Encadré 8. Typologie des masses d'eau de niveau 1 au regard des combinaisons d'occupation du sol

La BDLISA¹⁵ est un référentiel géographique qui propose un découpage du territoire national en entités hydrogéologiques (formations géologiques aquifères ou non). Parmi ces entités, une *masse d'eau souterraine* (MESO¹⁶) est un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères, constituant le découpage élémentaire des milieux aquatiques, destinée à être l'unité d'évaluation de la Directive-cadre sur l'eau (DCE).

Afin d'avoir une idée de la diversité des combinaisons de types d'écosystèmes dans les zones de recharge des aquifères sur le territoire métropolitain, un croisement des 498 masses d'eau de niveau 1¹⁷ avec les grandes catégories d'occupation du sol Corine Land Cover 2012 a été réalisé. Quatre grandes catégories d'occupation du sol sont prises en compte : les territoires artificialisés, les territoires agricoles, les forêts et milieux semi-naturels et les zones humides et surfaces en eau.

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) basée sur les dissimilarités de proportion de classes d'occupation du sol a permis de dégager les principaux types de masses d'eau, au regard des types de combinaisons d'occupation du sol en surface. Cette analyse confirme que les masses d'eau intègrent une diversité d'occupation du sol en surface (et donc d'écosystèmes), et que les combinaisons d'occupation du sol sont diversifiées. Six principaux groupes de combinaisons se dégagent :

Trois groupes de masses d'eau avec une occupation du sol dominante : le type B avec 82% de la superficie (en moyenne) en forêts et milieux semi-naturels, le type C avec 81% de la superficie en moyenne en territoires agricoles, et le type E avec 73% de la superficie en zones humides et surfaces en eau.

¹⁵ <https://www.brgm.fr/projet/referentiel-hydrogeologique-francais-bdlisa>

¹⁶ Cette entité correspond au concept de Ground Water Body (GWBODY) de WISE

¹⁷ Dans le cas où 2 ou plusieurs masses d'eau souterraine sont superposées, l'attribut niveau permet de positionner les masses d'eau les une par rapport aux autres pour le polygone élémentaire concerné. La masse d'eau la plus profonde ayant le niveau le plus élevé. Le niveau commence à 1

Les autres masses d'eau présentent une occupation du sol plus diversifiée : les masses d'eau de type F se démarquent avec une part des territoires artificialisés plus importante (37% en moyenne), les masses d'eau de type A et D présentent un mix entre territoires agricoles et forêts et milieux semi-naturels, avec une majorité de territoires agricoles pour le type D (70% en moyenne), et une majorité de forêts pour le type A (51% en moyenne).

Remarque : Cette analyse ne reflète pas les catégories d'écosystèmes au sens d'EFESE, faute de données spatialisées disponibles. Ainsi par exemple les écosystèmes de haute montagne regroupent une diversité de milieux (notamment agricoles et semi-naturels), de même que les écosystèmes urbains, qui ne peuvent être assimilés aux territoires artificialisés. Cette analyse doit être considérée uniquement pour illustrer la diversité des types de combinaison d'occupations du sol situées en superficie des masses d'eau de niveau 1. Un travail de CAH similaire pourrait être entrepris à partir des types d'écosystèmes EFESE.

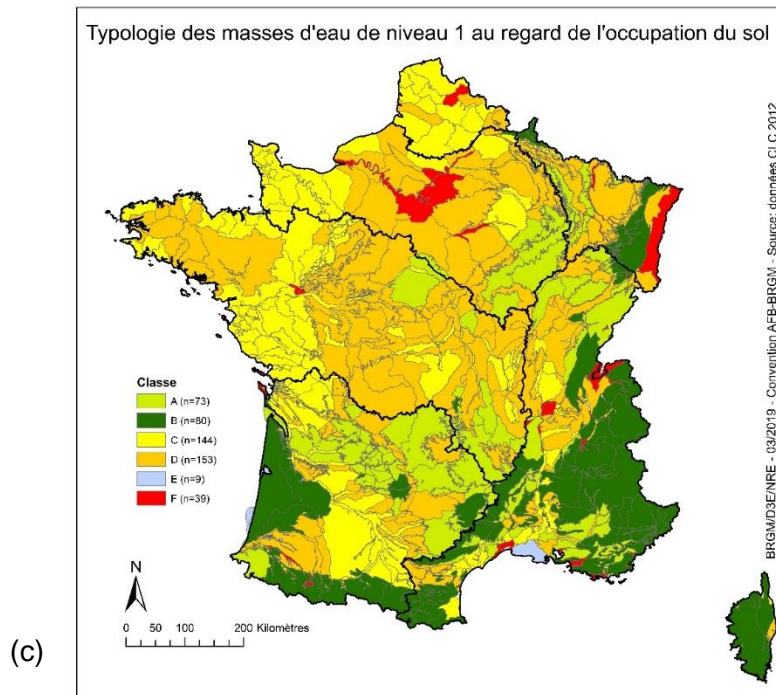
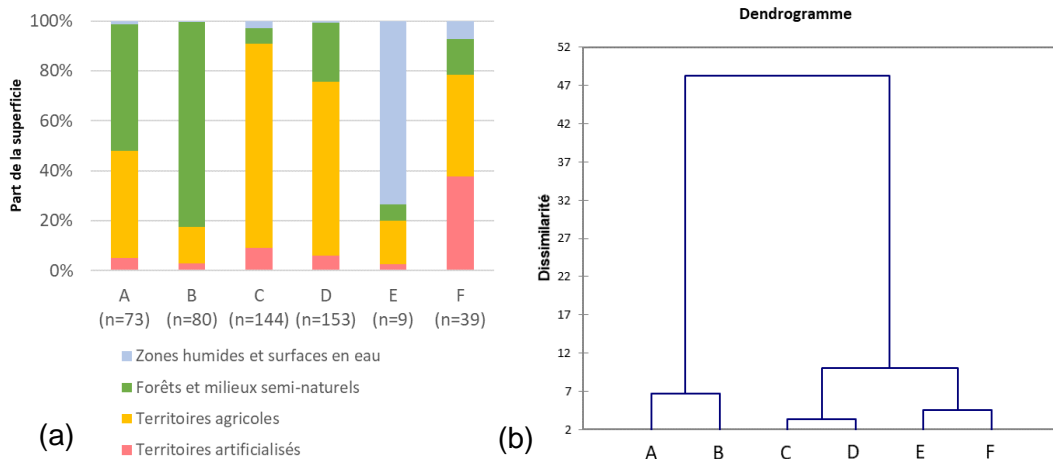


Figure 29. Typologie des masses d'eau de niveau 1 en fonction des combinaisons d'occupation du sol : (a) Répartition moyenne des types d'occupation du sol par type, (b) dendrogramme issu de la CAH et (c) répartition spatiale des types de masses d'eau

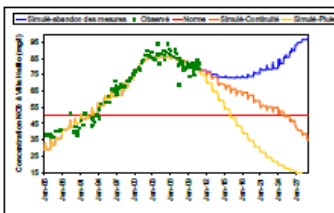
5.2.3. La dimension temporelle

Comme évoqué plus haut, le temps de résidence de l'eau souterraine au sein d'un aquifère fluctue entre quelques heures ou jours dans les systèmes karstiques et des milliers d'années dans les grands bassins sédimentaires. Dans les systèmes karstiques, les circulations très rapides d'eau souterraine rendent ces aquifères très vulnérables aux pollutions. Par contre, une fois la pollution passée, dans la majorité des cas l'aquifère retrouve assez rapidement son état initial après quelques épisodes de pluie. Au contraire, la plus grande partie des aquifères des bassins sédimentaires est très éloignée temporellement des zones de recharge, les rendant ainsi très peu vulnérables aux pollutions actuelles. Les aquifères avec des temps de transit intermédiaires (de l'ordre de plusieurs dizaines d'années) ont pu voir leur qualité détériorée par les pratiques agricoles par exemple.

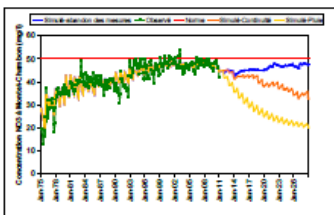
La prise en compte des aquifères est importante pour intégrer cette inertie. L'évaluation des services écosystémiques dépendants des aquifères doit, de ce fait, intégrer cette dimension temporelle. Les plans d'action mis en œuvre pour reconquérir la qualité de l'eau des captages d'eau potable dégradée par les pollutions diffuses d'origine agricole est un exemple de la nécessité de prendre en compte ce délai de réponse des aquifères dans les évaluations. Sur les territoires agricoles, un même changement de culture peut avoir des effets très différents sur l'évolution de la qualité de l'eau de captage situés dans des aquifères différents, en termes de temps de réponse. La grande inertie de certains aquifères peut ralentir fortement l'impact bénéfique d'éventuels changements de pratiques agricoles sur les attributs hydrogéologiques au niveau du captage. Comprendre et anticiper ce délai permet de mieux concevoir les plans d'action à mettre en place, et éviter un sentiment de découragement collectif lorsque les effets escomptés sur la qualité de la nappe ne sont pas observés sur le court terme (Encadré 9).

Encadré 9. Apport de la connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes souterrains afin d'anticiper les effets des mesures de protection et de réduction des polluants à la source

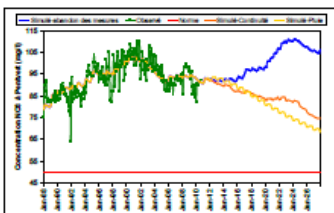
Simulation de l'évolution des concentrations en NO₃ sur 3 captages d'eau potable en eaux souterraines



Plourhan (22) captage Ville-Hellio



Déols (36) captage Montet-Chambon



Pentvert (51)

Dans le cadre d'un partenariat de recherche avec l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, trois bassins versants hydrogéologiques de petite taille (environ 50 km²) contrastés d'un point de vue géologique mais représentatifs de secteurs importants du bassin Loire-Bretagne ont été utilisés pour tester le modèle global BICHE de transfert des nitrates vers les eaux souterraines. La modélisation s'est avérée pertinente pour la retranscription des tendances pluriannuelles d'évolution des concentrations en nitrates aux captages en eau potable. De plus, différents scénarii prospectifs ont permis, dans certains cas, de mettre en évidence l'existence d'un stock de nitrates dans le sol et/ou la zone non saturée engendrant une inertie de réponse de la qualité des eaux à des changements de pratiques culturelles et d'occupation des sols. Les résultats ont permis d'estimer l'inertie de la réponse de la nappe en termes d'évolution des concentrations en nitrates (Tableau 23). Le captage de Pentvert nécessite par exemple d'attendre 14 ans avant d'observer les effets des actions envisagées.

Tableau 23. Temps de réaction et inertie sur les trois AAC

Site	Temps de réaction	Inertie avant stabilisation de la tendance
Plourhan	2 ans	9 ans
Montet-Chambon	2 ans	5 ans
Pentvert	4 ans	14 ans

Source : Baran et al. (2011)

5.2.4. La dimension spatiale

Selon la taille du bassin hydrogéologique, il peut y avoir une distance importante entre les écosystèmes contributifs à la fourniture de services et les bénéficiaires de ces services. Ce décalage spatial est assez spécifique aux aquifères, et très lié à la structure géologique et au fonctionnement des aquifères. Beaucoup de services n'ont pas ce décalage spatial : les services récréatifs associés à une forêt, la production de bois... Cette distance peut être à l'origine de problématique de gestion amont-aval. C'est par exemple le cas lorsque l'aire d'alimentation d'une ressource à préserver est localisée sur des communes dont l'alimentation en eau potable ne dépend pas directement de cette ressource. La préservation de la ressource bénéficie dans ce cas à des populations éloignées tandis que les contraintes liées à la préservation sont subies par les populations locales.

Là encore, la prise en compte des aquifères est importante pour intégrer ce décalage spatial dans les évaluations des services stockage et production d'eau de qualité, soutien d'étiage et régulation des inondations. La seule prise en compte des écosystèmes terrestres et des attributs hydrologiques ne permet pas d'évaluer les services à l'aval pour la population. En d'autres termes, la prise en compte des nappes aquifères est incontournable dès lors que l'on s'intéresse aux **bénéficiaires des services**. Beaucoup de travaux se sont concentrés sur la caractérisation biophysique des fonctions écologiques, sans pour autant chercher à la connecter au bien être humain, aux bénéficiaires du service. Sur la base d'une analyse de 381 travaux de recherche sur les services hydrologiques publiés entre 2000 et 2014, Brauman (2015) a ainsi montré que ce lien entre les processus biophysiques et la population est rarement étudié.

6. Les outils pour une utilisation opérationnelle de ce cadre conceptuel

6.1. DEMARCHE GENERALE

Le schéma conceptuel peut être mobilisé à l'échelle locale pour la caractérisation et l'évaluation des services dépendants des aquifères. L'étape préalable consiste à réaliser le changement d'échelle, de l'écosystème au bassin hydrogéologique (§6.1.1). Ensuite, selon les besoins, des outils d'évaluation biophysique des services peuvent être utilisés (§6.1.2), ainsi que des outils d'évaluation économique et socio-culturelle (§6.1.3). Ces évaluations peuvent aussi être combinées de différentes manières pour répondre à des questions opérationnelles à l'échelle locale.

6.1.1. Une étape préalable : le changement d'échelle

La première étape consiste à changer d'échelle, en passant de l'écosystème de surface tel qu'il est défini dans EFESE, au bassin hydrogéologique (Figure 30).

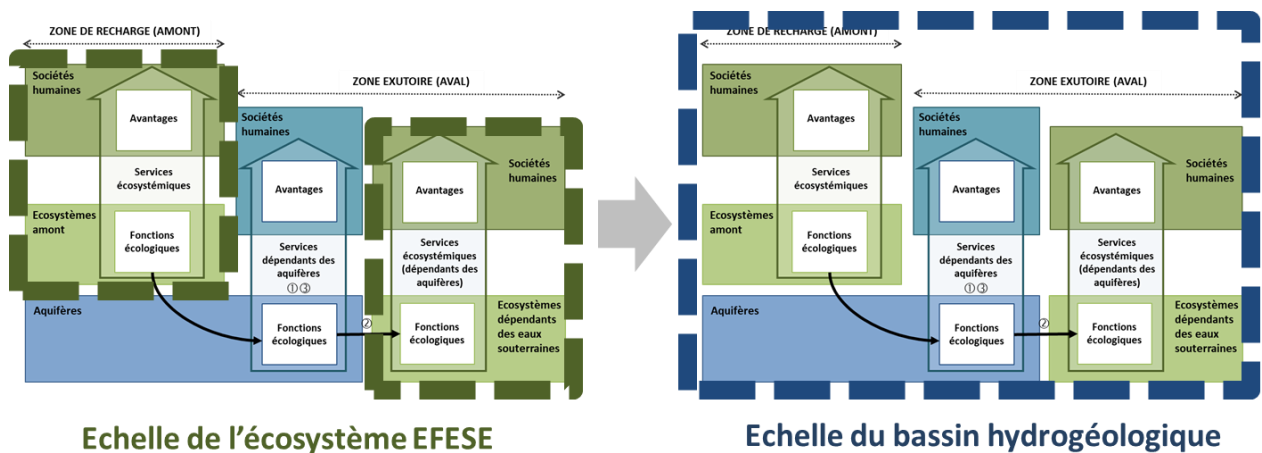


Figure 30. Changement d'échelle : de l'écosystème au bassin hydrogéologique

Différents outils existent et peuvent être mobilisés pour délimiter ces bassins. La délimitation peut varier en fonction du service considéré et de l'attribut hydrogéologique d'intérêt. Ainsi, dans le cas du service de production naturelle d'eau de qualité pour l'alimentation en eau potable, on parlera de périmètre de protection de captage, d'aire d'alimentation de captage ou de zone de sauvegarde pour le futur. La section 6.2 illustre par exemple l'utilisation de l'outil PAPRIKA pour délimiter les zones vulnérables à une pollution dans le cas des aquifères karstiques. Dans le cas du service de régulation des inondations, on parlera par exemple de l'impluvium de l'aquifère (ensemble de la surface contributive à la recharge de l'aquifère, interceptant les précipitations).

6.1.2. Les outils pour l'évaluation biophysique des services dépendants des aquifères

De nombreux outils existent pour caractériser le fonctionnement des aquifères, et faire le lien entre les écosystèmes et leurs attributs hydrologiques, et les attributs hydrogéologiques. Les exemples proposés dans la suite de ce chapitre illustrent la manière dont ces outils peuvent être mobilisés pour une évaluation biophysique des services dépendants des aquifères. La section

6.3 illustre l'utilisation du modèle couplé BICHE-MARTHE pour évaluer l'évolution de la concentration en nitrates d'une masse d'eau ; la section 6.4 illustre l'utilisation du modèle MARTHE pour évaluer la contribution des eaux souterraines aux eaux de surface ; la section 6.5 illustre l'utilisation de modèles réservoir type GARDENIA pour construire des outils de prévision des crues karstiques.

6.1.3. Les outils pour l'évaluation économique et socio-culturelle des services dépendants des aquifères

Plusieurs méthodes d'évaluation issues de l'économie de l'environnement peuvent être mobilisées pour faire le lien entre une variation des attributs hydrogéologiques et la variation du bien-être des bénéficiaires des services. Au travers d'exemples concrets, Hérivaux et Gauthey (2018) illustrent en détail différentes méthodes d'évaluation économique des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines, en apportant un éclairage sur les avantages, les inconvénients et les limites de ces différentes méthodes. Ces méthodes reposent classiquement sur les étapes suivantes : l'identification des bénéficiaires des services, la compréhension du lien entre les attributs hydrogéologiques et le niveau de service, et éventuellement évaluation monétaire des services. Ces exemples ne seront donc pas repris dans ce rapport. La composante économique est illustrée avec la section 6.3 qui présente un couplage entre la prospective et la modélisation hydrogéologique pour sélectionner les actions de reconquête de la qualité d'une masse d'eau les plus coût-efficaces ; la section 6.5 illustre l'utilisation de l'évaluation économique de services écosystémiques pour mettre en évidence les co-bénéfices de la préservation des zones de sauvegarde pour le futur.

Des méthodes d'évaluation socio-culturelle des services ont été développées plus récemment, elles permettent de mettre en évidence les préférences socio-culturelles de la population pour les services écosystémiques, sans utiliser d'indicateur monétaire. Ces méthodes regroupent par exemple les *deliberative valuation methods* (Kelemen et al., 2013; Pereira et al., 2005), les *preference ranking methods* (e.g. Calvet-Mir et al., 2012), et les *enquêtes de photo-elicitation* (García-Llorente et al., 2012). Certains auteurs préconisent de les utiliser en complément des méthodes biophysiques et économiques (Martin-Lopez et al., 2012; 2014 ; Jacobs et al., 2018), afin de mieux intégrer les préférences de la population dans les évaluations de services écosystémiques. Ces méthodes ne sont pas détaillées dans ce rapport.

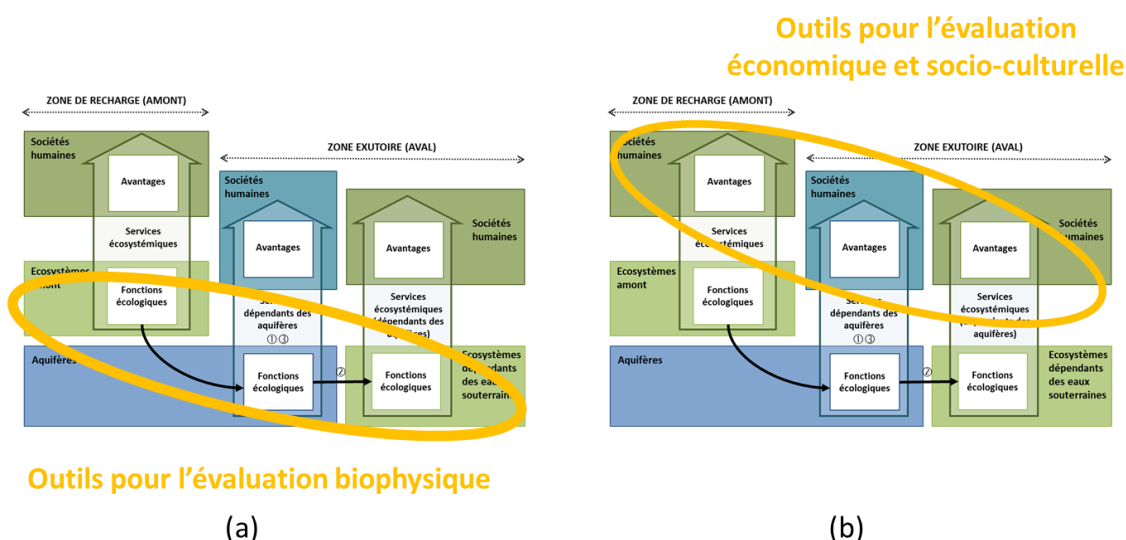


Tableau 24. Outils pour l'évaluation (a) biophysique, (b) économique et socio-culturelle des services dépendants des nappes aquifères

6.1.4. La combinaison des outils

Ces outils peuvent être combinés de différentes manières pour répondre à des questions opérationnelles à l'échelle locale. Ainsi par exemple, la construction de scénarios prospectifs d'évolution des occupations du sol permet d'explorer différents futurs possibles et leur effet sur les attributs hydrogéologiques en les couplant à des modèles hydrogéologiques (section 6.3).

6.2. EXEMPLE 1 : QUELLE VULNERABILITE DES AQUIFERES KARSTIQUES AUX PRESSIONS POLLUANTES ?

Contexte et objectifs

Les aquifères karstiques sont généralement considérés comme vulnérables aux contaminations, du fait de leur structure et de leur fonctionnement hydrogéologique particuliers. Au niveau de la surface, la recharge de l'aquifère est soit diffuse, soit concentrée au niveau de pertes de cours d'eau, gouffres, dolines ou vallées sèches, induisant un transfert rapide de l'eau au travers de structures verticales connectées au réseau de drainage situé dans la zone saturée de l'aquifère, sur de longues distances. Ainsi les aquifères karstiques requièrent une protection spécifique et appropriée afin de pouvoir concilier des objectifs d'occupation du sol et d'aménagement des territoires ainsi que des objectifs de gestion durable de la ressource en eau (=préservation de leurs attributs hydrogéologiques). La vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère vis-à-vis de contaminants représente les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques inhérentes qui déterminent la sensibilité de l'eau souterraine aux contaminations anthropiques au niveau de la ressource ; elle est indépendante de la nature des contaminants et des scénarios de contamination. Si l'objectif est de préserver le **service de production naturelle d'eau de qualité**, la connaissance de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères permet (i) de **délimiter le bassin à l'échelle duquel peut être évalué le service** (aire d'alimentation de captage, zone de sauvegarde pour le futur) et (ii) de **prioriser les actions de protection de la nappe** (par exemple le maintien d'écosystèmes compatibles avec une bonne qualité de l'eau) sur les secteurs les plus vulnérables.

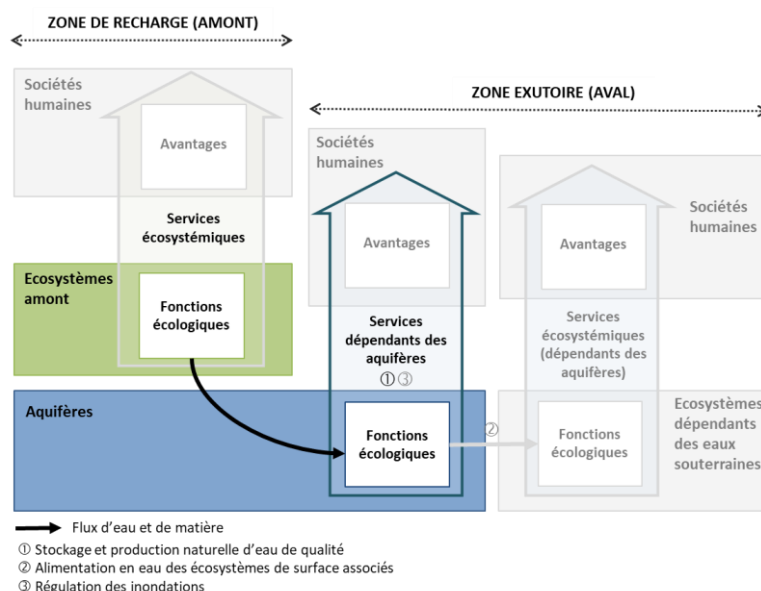


Figure 31. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 1 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)

Territoire d'étude

La source qui draine l'aquifère karstique du Lez alimente en eau potable environ 350 000 habitants de la Métropole de Montpellier. La nappe aquifère s'étend sous les garrigues nord-montpelliéraines sur une zone très étendue incluant de nombreux villages et diverses activités dont la viticulture. Dès lors, il est important d'identifier la vulnérabilité de ce réservoir d'eau souterraine à d'éventuelles pollutions en vue de tenir compte de cette vulnérabilité dans l'occupation du sol et ainsi limiter les activités humaines génératrices de potentielles pollutions dans les zones les plus vulnérables, et ce afin de garantir un bon niveau de service de production naturelle d'eau de qualité sur le long terme.

Démarche/ outil mobilisé

La méthode PAPRIKA est une méthode de cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques élaborée en 2010 ; c'est une méthode multi-paramètres à pondération basée sur la méthode DRASTIC (Aller et al., 1985). Elle comprend deux catégories de critères (Figure 32), des critères associés à la structure de l'aquifère karstique (P et R) et des critères liés au fonctionnement hydrogéologique (I et Ka). La pondération des critères associés à la structure atteint 40 % alors que celle des critères liés au fonctionnement atteint 60 %. L'ensemble de la méthode est décrite en détail dans Dörfliger et al. (2009).

- L'évaluation de la couverture protectrice (P) repose sur des observations relatives aux caractéristiques des sols (texture, pierrosité et épaisseur), de la zone non saturée (épaisseur, lithologie et degré de fracturation) et de l'existence ou non d'un aquifère épikarstique. La cartographie croisée de ces critères permet de retenir les valeurs les plus protectrices d'un critère par rapport à un autre. De plus, au sein des bassins versants des pertes, le critère P traduit les propriétés des sols et des formations géologiques vis-à-vis du refus à l'infiltration. Dans ce cas uniquement, un degré élevé de vulnérabilité est attribué à des formations imperméables telles que des argiles ou marnes ; un degré de vulnérabilité faible se rapporte à des formations plus perméables telles que des sables ou des conglomérats non consolidés.
- Le critère R concerne la lithologie et le degré de fracturation (fracturation dans le sens des écoulements) de la zone saturée de l'aquifère.
- Les conditions d'infiltration (critère I) sont définies à partir des pentes et de la présence d'objets karstiques singuliers permettant une infiltration directe.
- Le degré de karstification Ka est évalué à partir de l'analyse de la variabilité des débits, de la composition chimique au niveau de la source ainsi que des vitesses et taux de restitution des essais de traçage artificiels dans la mesure du possible.

La carte finale est obtenue après l'application des pondérations à chaque critère puis superposition de ces critères, et reclassification en cinq classes des valeurs obtenues.

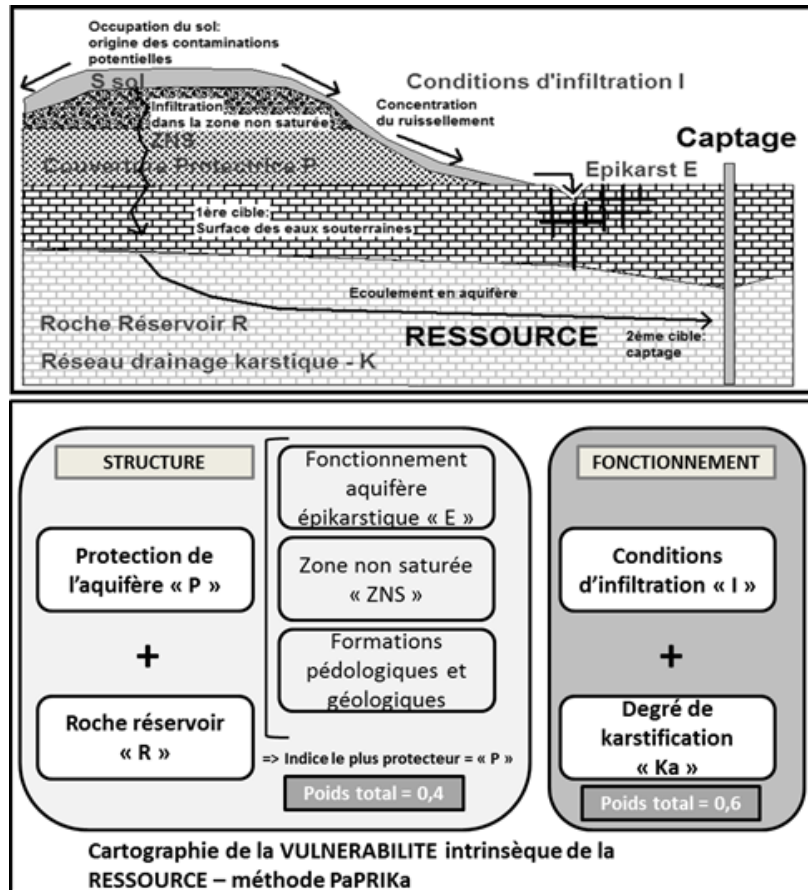


Figure 32. Schéma conceptuel d'un aquifère karstique avec positionnement des différents critères de la méthode PaPRIKa et organisation des différents critères en fonction de la structure et du fonctionnement des aquifères karstiques

Résultats

La carte de vulnérabilité du bassin d'alimentation de la source du Lez (Figure 33) résulte de l'addition pondérée des cartes des différents critères, en calculant la valeur finale de vulnérabilité comprise entre 0 et 4, selon des classes équidistantes. Près de 50 % du bassin d'alimentation de la source du Lez est caractérisé par une vulnérabilité élevée (orange), correspondant à des secteurs avec une couverture de faible épaisseur sur des terrains calcaires. Les zones de vulnérabilité très forte (rouge) sont situées dans les bassins versants des pertes. Les zones de vulnérabilité modérée (jaune) sont localisées en grande partie dans la partie orientale du bassin d'alimentation avec des terrains marneux à marno-calcaires.

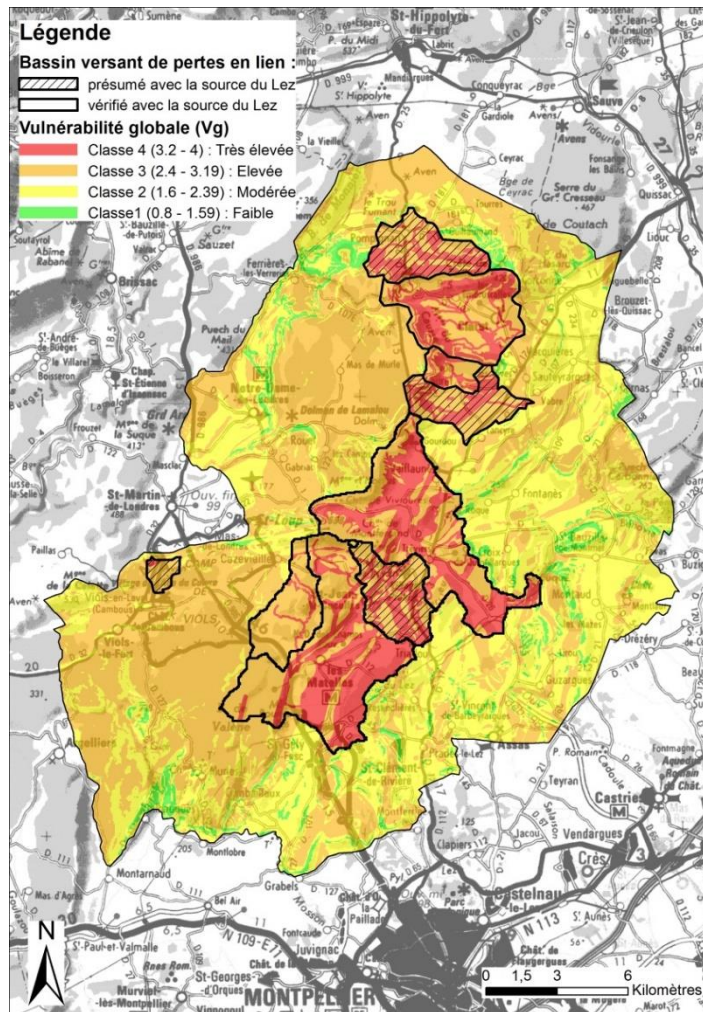


Figure 33. Carte résultante de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource en eau du bassin d'alimentation de la source karstique du Lez (Dörfliger et al. 2013)

Cette analyse permet de déterminer l'extension du bassin d'alimentation de la source karstique du Lez et identifier ainsi les parties du territoire dans lesquelles une éventuelle pollution pourrait impacter la ressource en eau souterraine. Elle a été utilisée pour délimiter la zone de sauvegarde pour le futur de la source du Lez. Elle permet également de contribuer à définir quelle occupation du sol il faudrait privilégier pour maintenir un bon niveau de service de production naturelle d'eau de qualité. Cette carte définit les zones dans lesquelles des modifications des attributs hydrologiques par les écosystèmes de surface risquent (ou non) d'induire une modification importante des attributs hydrogéologiques de l'aquifère karstique à sa source.

6.3. EXEMPLE 2 : OU ET COMMENT AGIR AU MOINDRE COUT POUR RECONQUERIR LA QUALITE D'UNE NAPPE AFFECTEE PAR LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE ?

Contexte et objectifs

A l'échelle nationale, un tiers des masses d'eau étaient en mauvais état chimique en 2013 principalement du fait des pollutions diffuses d'origine agricole. Dans ce contexte, la Directive Cadre sur l'Eau demande à chaque Etat Membre de définir et de mettre en place des programmes

d'action coût-efficaces permettant d'améliorer la qualité des eaux souterraines dégradées. En France, les travaux de préparation de ces programmes d'actions par les Agences de l'Eau et les services de l'Etat ont soulevé plusieurs difficultés liées à la mise en œuvre pratique de l'analyse coût-efficacité. De nombreux travaux se sont en effet basés sur une efficacité calculée à partir des attributs hydrologiques tels que la réduction des concentrations en nitrates dans les eaux de lessivage. Or l'efficacité d'un programme d'action sur la réduction devrait plutôt être mesurée à partir de son effet sur la qualité de l'eau de la nappe (attribut hydrogéologique).

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre d'un partenariat de recherche BRGM-AERM&C. Ils apportent un éclairage méthodologique sur la conduite d'une analyse coût-efficacité pour définir un programme d'action visant à améliorer la qualité d'une nappe d'eau souterraine dégradée par les nitrates d'origine agricole, en utilisant l'attribut hydrogéologique « qualité de la nappe » comme indicateur d'efficacité.

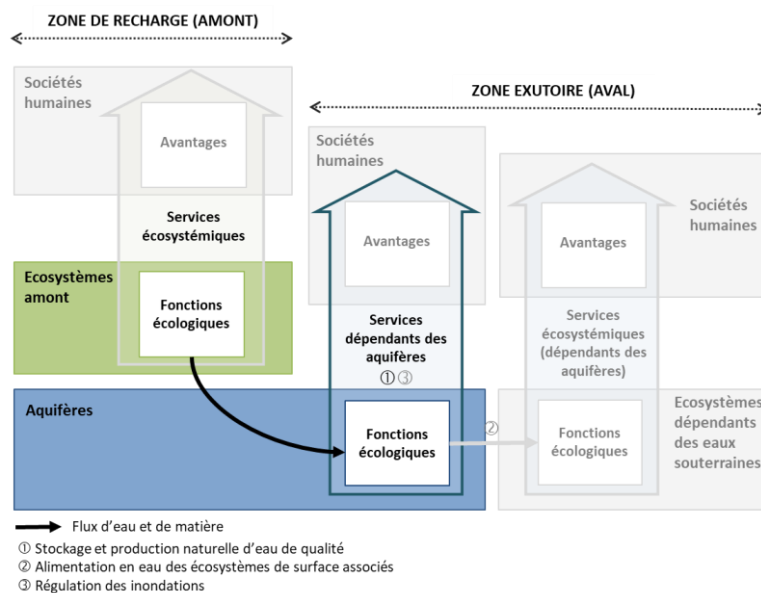


Figure 34. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 2 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)

Territoire d'étude

La nappe alluviale de la plaine de l'Ain (360 km²) est située à une trentaine de kilomètres au nord-est de Lyon. Elle s'étend de part et d'autre de la rivière Ain, à l'amont de sa confluence avec le Rhône. La nappe regroupe principalement des alluvions anciennes fluvio-glaciaires composées de galets et de graviers sur 2 à 40 m d'épaisseur avec une bonne perméabilité (11×10^{-3} m/s) ainsi que des alluvions plus récentes de 4 à 15 m d'épaisseur à plus faible perméabilité (1 à 2×10^{-3} m/s). Ces formations sont recouvertes de sols limono-argilo-sableux caillouteux et peu profonds rendant la nappe particulièrement vulnérable aux pollutions de surface, notamment aux pollutions diffuses d'origine agricole. L'agriculture occupe la majorité de la superficie de la nappe, avec plus de 20 000 ha cultivés par des exploitations en majorité spécialisées dans la monoculture de maïs irrigué. D'importants volumes sont prélevés dans la nappe (17 millions de m³ en 2010), principalement pour l'irrigation (54 %) et l'industrie (37 %). L'usage eau potable est aujourd'hui résiduel (8%), la plupart des captages ayant été abandonnés pour cause de dépassement des normes sanitaires en nitrates. La masse d'eau correspondante a été identifiée à risque de non-atteinte du bon état chimique à l'horizon 2015, et est située en zone vulnérable depuis les années 1990.

Démarche/ outils mobilisés

La démarche proposée repose sur l’articulation de méthodes participatives et de modèles, et mobilise le couplage d’approches économiques, agronomiques et hydrogéologiques à l’échelle d’une masse d’eau souterraine. Le volet économique concerne la construction de scénarios prospectifs d’évolution de l’agriculture sur la masse d’eau. Le volet agronomique traduit ces différents scénarios en évolution des apports en fertilisants, des besoins en azote des plantes, de la minéralisation des sols et des résidus végétaux. Ces données sont utilisées par le volet hydrogéologique en entrée d’un modèle de transport couplant un modèle hydrodynamique de nappe et un modèle de transfert de nitrates dans la zone non saturée, de manière à simuler l’évolution de la concentration en nitrates dans la nappe et évaluer les efforts à faire pour restaurer le bon état. En réponse, le volet économique intervient pour sélectionner les actions permettant d’atteindre le bon état au moindre coût, ainsi que les secteurs sur lesquels les mettre en œuvre.

La prospective s’est appuyée sur la méthode des scénarios (Rinaudo et al., 2011), utilisant les points de vue et savoirs des acteurs locaux. La modélisation des concentrations en nitrates et la simulation de l’évolution future de la qualité de la nappe se sont ensuite appuyées sur le développement d’un modèle de transport couplant un modèle hydrodynamique de nappe (MARTHE) et un modèle de transfert de nitrates dans la zone non saturée depuis la surface jusqu’à la nappe (BICHE).

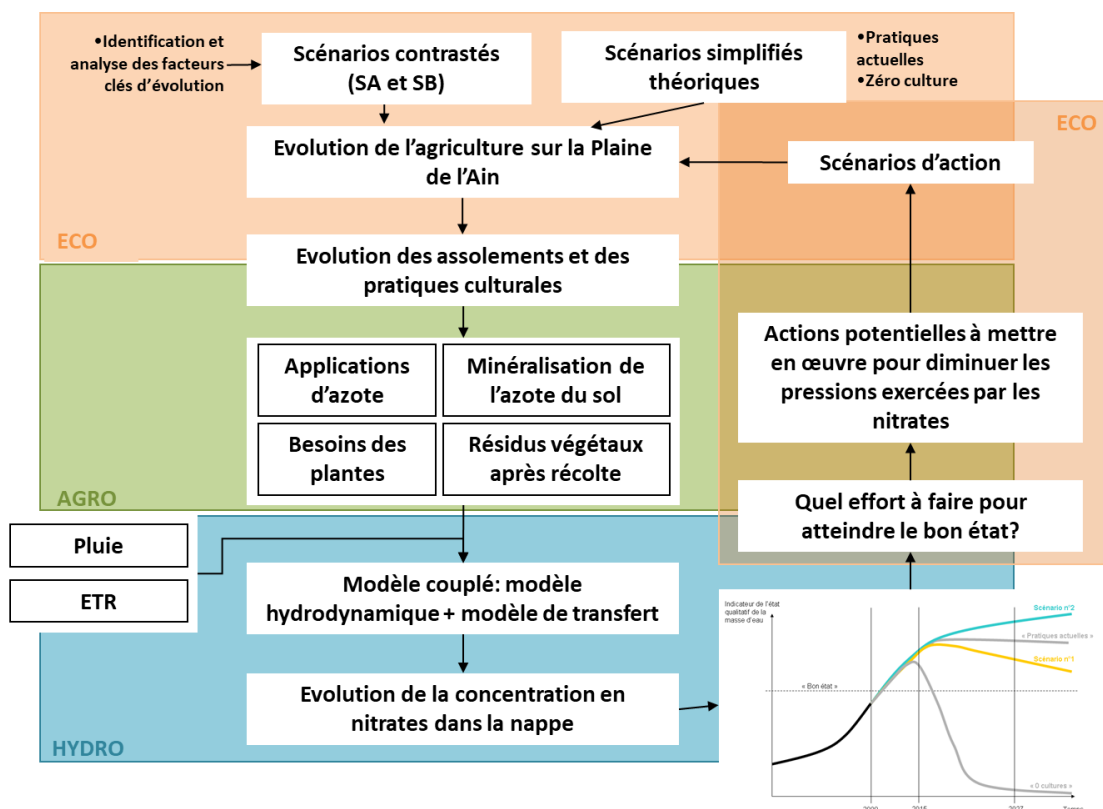


Tableau 25. Vue d’ensemble de la démarche (Hérivaux et al., 2014)

Résultats

Deux futurs possibles de l’agriculture ont été explorés. Le premier scénario (scénario A : agriculture compétitive et environnement agro-efficace) décrit la mise en place progressive d’une agriculture compétitive sur la plaine de l’Ain, avec des préoccupations environnementales subordonnées à un objectif prioritaire de productivité. Ce scénario conduit à l’agrandissement

des exploitations, la simplification des assolements, et la mise en œuvre d'une technicité très élevée de gestion des intrants (engrais et eau). Le second scénario (scénario B : agriculture haute performance environnementale) présente la conversion progressive des systèmes de production actuels à des systèmes à haute performance environnementale, en réponse à une demande grandissante de la société de produits respectant des normes sanitaires et environnementales très strictes. Ce scénario conduit au ralentissement du rythme d'agrandissement des exploitations, à une diversification importante des assolements et à une réduction des intrants utilisés. Évalué comme étant le plus probable, le scénario A est considéré dans la suite de l'évaluation comme le scénario de référence.

Dans un deuxième temps, le modèle couplé BICHE-MARTHE a été utilisé pour simuler, pour chaque scénario et de manière spatialisée, l'évolution dans le temps à l'horizon 2027 des concentrations en nitrates dans la nappe. Une masse d'eau est considérée en bon état dès lors que la valeur seuil de 50mg/l n'est pas dépassée sur plus de 20% de la superficie de la masse d'eau. Les résultats de modélisation du scénario de référence confirment que la nappe, en particulier dans sa partie sud est à risque de non atteinte du bon état, avec près de 45% de sa superficie concernée par des concentrations en nitrates supérieures à 50 mg/l.

Cinq actions ont été ensuite testées et comparées les unes aux autres sur la base d'une analyse coût-efficacité. Les coûts ont été évalués comme les surcoûts directs pour les exploitants agricoles résultant de la mise en place des actions. L'efficacité a été évaluée sur la base des résultats de modélisation BICHE-MARTHE, comme la diminution de la part de la nappe avec une concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l. Parmi les cinq actions testées, l'action R1 qui consiste à limiter la fréquence de retour du maïs dans la rotation à trois années sur quatre maximum, a le meilleur ratio coût-efficacité et permet de stabiliser les concentrations en nitrates à partir de 2021 autour 40 mg/l, avec toutefois une augmentation de la part de la superficie de la masse d'eau dépassant les 50 mg/l jusqu'à près de 20 % en 2027. Le surcoût lié à sa mise en œuvre est évalué à 150 000 euros par an, soit 23 euros par hectare de SCOP en moyenne. L'action R2, avec une fréquence de retour du maïs de deux années sur trois maximum, permettrait de stabiliser les concentrations à 38 mg/l en moyenne, avec environ 10 % de la superficie de la masse d'eau dépassant 50 mg/l en 2027. Le surcoût lié à sa mise en œuvre est évalué à 339 000 euros par an, soit 52 euros par hectare de SCOP en moyenne. L'analyse spatiale plus fine des résultats de modélisation montre que les ratios coût-efficacité des actions sont meilleurs sur la partie située en rive gauche de l'Ain. La mise en œuvre de R2 uniquement sur cette partie entraînerait un coût de 223 000 euros par an, soit une réduction de 34 % par rapport à une mise en œuvre sur l'ensemble de la masse d'eau, pour une efficacité comparable. Ces travaux illustrent l'utilisation potentielle de résultats de modèles hydrogéologiques pour cibler les actions à mettre en œuvre pour reconquérir la qualité d'une masse d'eau sur les secteurs où elles sont le plus coût-efficace.

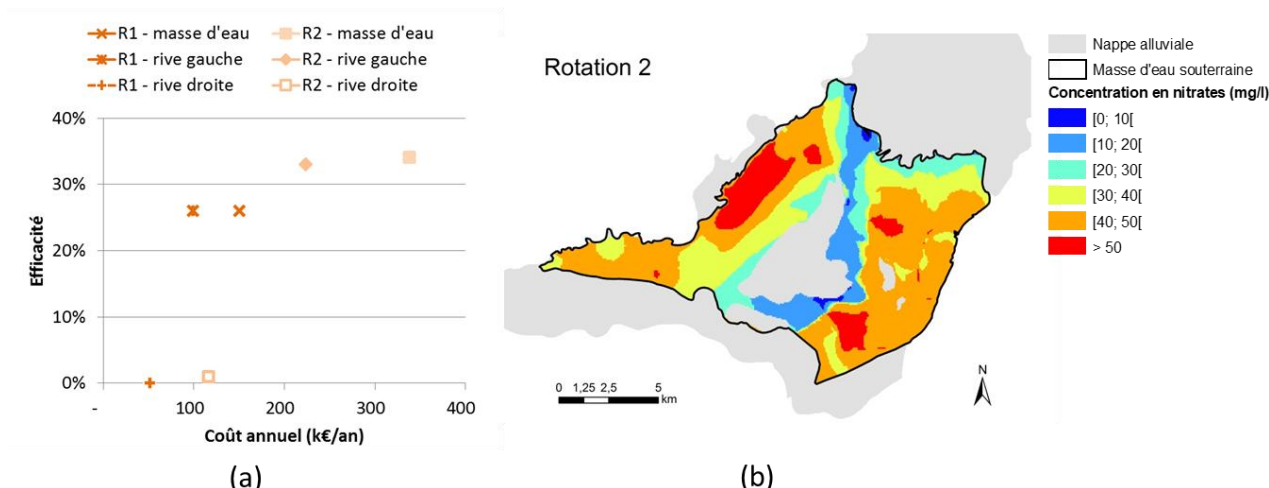


Tableau 26. (a) Analyse coût-efficacité des actions R1 et R2 ; (b) concentration en nitrates 2027 simulée après mise en œuvre de l'action R2 (Hérivaux et al., 2014).

6.4. EXEMPLE 3 : QUELLE EST LA CONTRIBUTION DES EAUX SOUTERRAINES AUX EAUX DE SURFACE ?

Contexte et objectifs

La contribution des eaux souterraines aux eaux de surface est très variable dans le temps et dans l'espace. Elle est notamment dépendante des caractéristiques des nappes aquifères, qu'il convient de pouvoir modéliser. Les prélèvements ou changements de recharge naturelle lié au changement climatique impactent les niveaux piézométriques des nappes qui impactent à leur tour les interactions avec les eaux de surface. Sur certains bassins, les prélèvements en nappe peuvent menacer à terme le bon fonctionnement des milieux aquatiques associés. Dans ce contexte, la **caractérisation biophysique de l'alimentation en eau des écosystèmes de surface** est essentielle pour définir les volumes prélevables dans la nappe sans compromettre le bon fonctionnement des écosystèmes de surface.

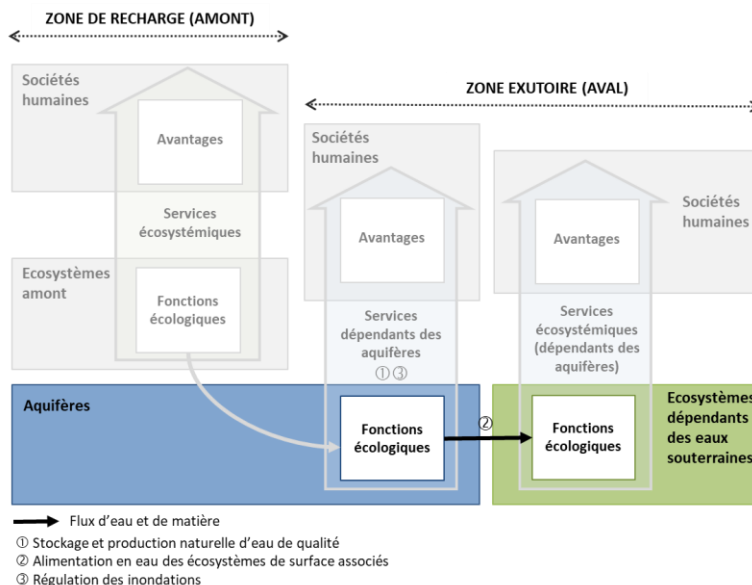


Figure 35. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 3 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)

Territoire d'étude

Le Marais Poitevin, seconde zone humide de France après la Camargue, est le réceptacle des eaux de plusieurs bassins versants : Lay, Vendée, Autise, Sèvre-Niortaise, Mignon-Courance, Curé. Les échanges nappe/rivières jouent un rôle important dans l'hydrodynamique de la région : les nappes y sont en effet souvent en étroite relation avec les rivières, avec en particulier un rôle de soutien des débits d'étiage des cours d'eau. Ces bassins sont soumis à des prélèvements importants en eau souterraine qui impactent significativement le débit des cours d'eau et l'état hydraulique du Marais, notamment en été. La question posée est le montant des prélèvements que l'on peut admettre dans les bassins versants périphériques afin de préserver dans le Marais un niveau d'eau compatible avec la biodiversité.

Démarche/ outil mobilisé

Le modèle MARTHE est utilisé pour simuler les interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines en fonction des différentes nappes aquifères présentes dans le Jurassique en Poitou-Charentes. MARTHE est un logiciel de calcul d'écoulement et de transport de polluants et d'énergie en milieux poreux (en aquifère) développé au BRGM. Ce logiciel basé sur la méthode des volumes finis est un code très complet intégrant : (i) les aquifères monocouches, multicouches et 3D ; (ii) les réseaux hydrographiques (rivières, cours d'eau, drains), (iii) les échanges avec l'atmosphère (pluie, neige, évapotranspiration). Il est de type multicouche, bâti suivant un schéma aux différences finies : chaque couche aquifère est discrétisée en mailles parallélépipédiques (Figure 36a) dont la face supérieure correspond au toit de la formation considérée et la face inférieure au mur de cette formation. Pour prendre en compte les échanges nappes/rivières, l'hydrodynamique souterraine a été couplée avec les écoulements dans le réseau hydrographique (Figure 36b), et le calage du modèle a été réalisé à la fois sur les niveaux et les débits.

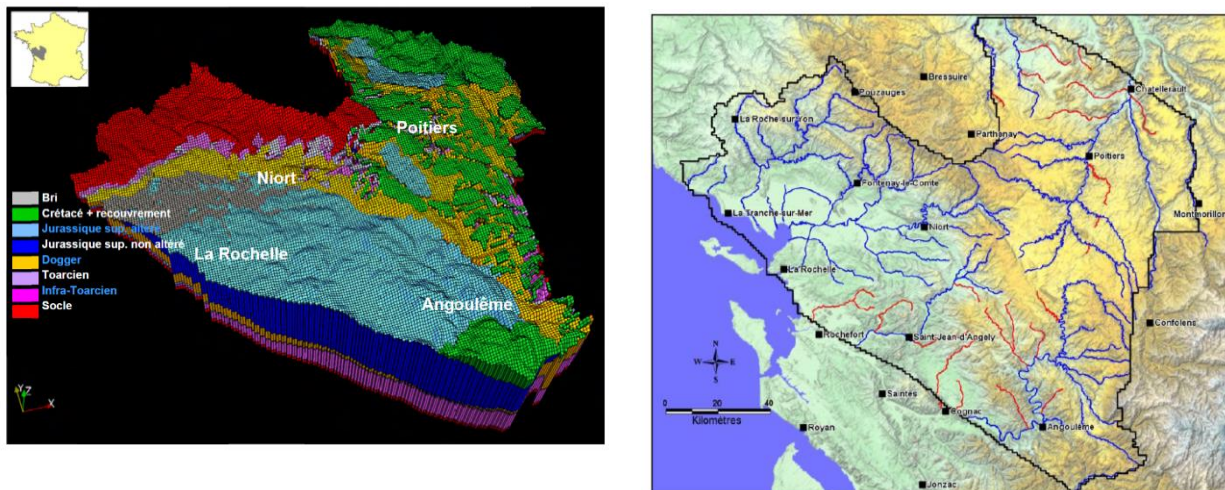


Figure 36. (a) Maillage du modèle Marthe de Poitou-Charentes (b) cours d'eau modélisés, d'après rapport BRGM RP-58288-FR

Résultats

La Figure 37 compare les débits observés avec les débits simulés dans le réseau hydrographique en relation avec les nappes aquifères en fonction des prélèvements d'eau souterraine et de la recharge naturelle des aquifères.

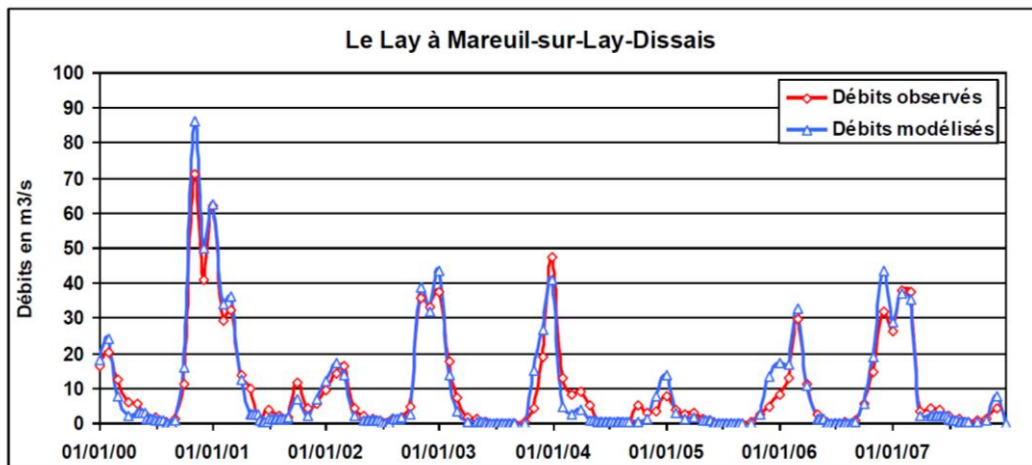


Figure 37. Exemple de calage réalisé sur les débits du Lay à Mareuil

Ce type de prise en compte explicite des nappes aquifères est tout à fait indispensable à l'estimation de l'impact de pompages d'eau souterraine sur le niveau d'une zone humide dépendante des rivières drainant ces nappes aquifères.

6.5. EXEMPLE 4 : QUELLE CONTRIBUTION DES NAPPES AUX CRUES KARSTIQUES ?

Contexte et objectifs

Dans un espace de plus en plus anthropisé, les outils pour la prévision des crues revêtent une importance majeure pour la mise en sécurité des biens et des personnes. Mis en œuvre par les Services de Prévision des Crues (SPC) et le Service Central d'Hydrométéorologie et d'Appui à la Prévision des Inondations (SCHAPI) sur les tronçons dits réglementaires (<http://www.vigicrues.gouv.fr/>) et certaines communes sur d'autres secteurs, ils prennent souvent la forme d'outils de modélisation. Ceux-ci permettent de simuler, en fonction des prévisions de pluie fournies par Météo France, les débits et hauteurs d'eau attendues sur un secteur donné. Ces outils doivent permettre une mise en vigilance rapide, en évitant au maximum les fausses alertes d'une part, et les non-déclenchements d'alerte d'autre part.

Environ 20% du territoire français est constitué de sous-sol calcaire (karsts) au sein duquel les phénomènes de dissolution créent des vides dans lesquels l'eau de pluie s'infiltrerait rapidement et circule de manière préférentielle. Sur ces terrains karstiques, les écoulements d'eau sont extrêmement complexes et souvent mal connus car il est difficile (voir quasiment impossible) de localiser les réseaux de drainage en souterrain. Les prévisionnistes y éprouvent d'importantes difficultés à prévoir les crues.

Les crues karstiques sont liées à l'état de saturation initial de la nappe aquifère avant la période de pluie. La mise en vigilance sur les zones inondables situées dans ces secteurs est rendue très incertaine sans prise en compte explicite de la nappe aquifère et de sa réaction aux précipitations. Des modèles hydrogéologiques sont dès lors nécessaires pour pouvoir faire le lien entre les précipitations, l'état de remplissage de la nappe et le niveau de vigilance crue qui risque d'être atteint. Ils permettent de **caractériser le service régulation des inondations d'un point de vue biophysique.**

Territoire d'étude

La ville de Nîmes est touchée plusieurs fois par siècle par des crues dévastatrices. Le système karstique de la Fontaine de Nîmes joue à la fois un rôle écrêteur de crue lorsque l'aquifère est sous-saturé, mais peut également contribuer fortement à la genèse des crues et au pic de crue, en cas de saturation.

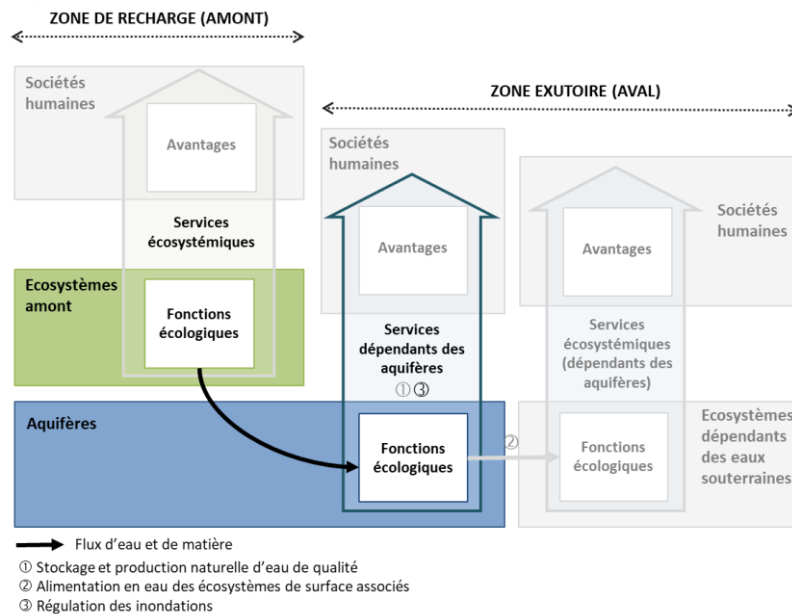


Figure 38. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 4 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)

Démarche/ outil mobilisé

Suite à la très forte hétérogénéité des aquifères karstiques, ceux-ci ne peuvent être modélisés par des modèles classiques discrétisés tels que ceux décrits au § 6.4. Ceux-ci sont en effet dédiés à des aquifères continus et peu hétérogènes comme les aquifères poreux ou sédimentaires. L'alternative consiste à employer un modèle global à réservoirs tel que GARDENIA. Celui-ci simule les principaux mécanismes du cycle de l'eau dans un bassin versant (pluie, évapotranspiration, infiltration, écoulement) par des lois physiques simplifiées. Ces lois physiques simplifiées correspondent à un écoulement à travers une succession de réservoirs. Les transferts d'un réservoir à l'autre sont régis par des lois simples décrites par les paramètres dimensionnels du modèle (capacité de rétention du sol, temps de transfert, seuils de débordement, etc.). En raison du caractère global de cette schématisation et de la complexité du système hydrologique réel, ces paramètres, bien qu'ayant un sens physique, peuvent difficilement être déduits a priori des caractéristiques physiographiques ponctuelles du bassin versant (géologie, couverture végétale, etc.).

Résultats

Dans le cadre de conventions avec la ville de Nîmes, l'agglomération de Montpellier et le SCHAPI (Service central d'hydrométéorologie et d'appui à la prévention des inondations, depuis 2010 du Ministère en charge de l'environnement), un outil de prévision de la vigilance crue a été développé par le BRGM à partir de modèles réservoir. Cet outil prend la forme d'un abaque simple présentant les variations des niveaux d'eau en fonction du cumul de pluie (Figure 39). Cet abaque est aujourd'hui utilisé par le service d'alerte ESPADA de la ville de Nîmes et le SPC (Service de

prévision des crues) Méditerranée ouest en période de crue : il permet d'anticiper la saturation du karst et ses débordements alimentant la crue karstique, à partir des différents scénarios de pluie envisagés. Son mode d'emploi est expliqué à partir de l'exemple suivant. En supposant que le niveau initial de l'indicateur est de 51.5 m NGF résultant de divers épisodes antérieurs de pluies, il convient de représenter ce point sur la diagonale de gauche de l'abaque selon le niveau correspondant (point 1, vigilance de niveau vert). Si à titre d'exemple, une pluie de 125 mm est prévue par Météo-France dans les heures qui suivent, il suffit de se déplacer sur l'abaque le long de la même diagonale, selon une distance horizontale correspondant sur l'axe des abscisses à la pluie prévue. On obtient le point 2 qui correspond au niveau attendu sur l'indicateur (dans le cas présent, 52.65 m NGF). Un niveau de vigilance (orange) sera déclenché si le niveau calculé est supérieur à un niveau de vigilance prédéfini comme débordement du karst. C'est le cas de cet exemple. Un niveau de vigilance supplémentaire (rouge) peut-être défini - comme dans l'exemple de Nîmes - si le niveau calculé dépasse un niveau correspondant à une crue historique. Le même abaque permet la simulation d'un événement composé de plusieurs averses successives séparées de périodes sèches, en tenant compte du tarissement intermédiaire des niveaux.

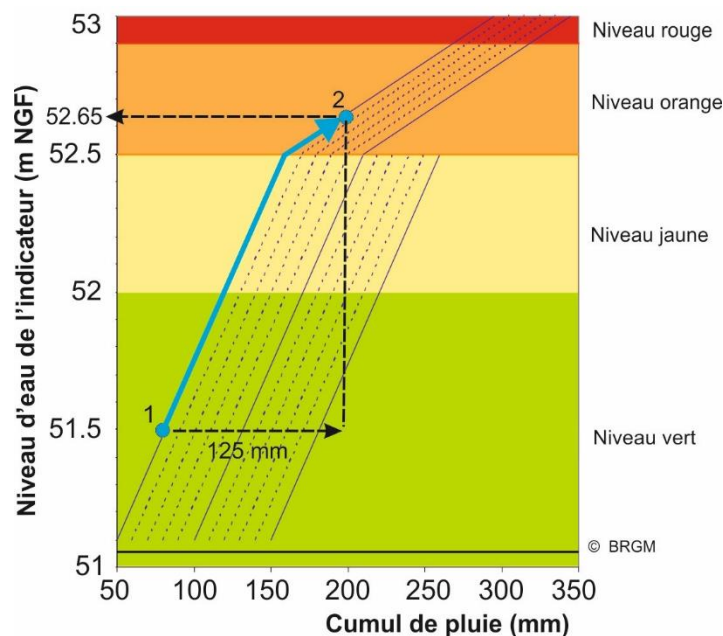


Figure 39. Abaque d'aide à la vigilance pour les crues à Nîmes (modifié d'après Fleury et al. 2013)

La simulation cohérente des phénomènes de crue en milieu karstique nécessite la prise en compte explicite de l'état de remplissage de la nappe aquifère karstique (attribut hydrogéologique). Sur un tel bassin versant, le rôle du compartiment « aquifère » est aussi important que celui joué par d'autres écosystèmes de surface.

6.6. EXEMPLE 5 : QUELS APPORTS DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES POUR LA PROTECTION DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINE STRATEGIQUES ?

Contexte et objectifs

Protéger les ressources en eau souterraine présentant un caractère stratégique pour l'alimentation en eau potable actuelle ou future telles que les zones de sauvegarde pour le futur (Encadré 2) implique de maintenir en l'état une occupation des sols et des activités au droit de

ces ressources qui soient compatibles avec le bon état des eaux souterraines. Or, dans un contexte de tensions sur le foncier, la protection des eaux souterraines peut s'avérer difficile à justifier auprès des acteurs socio-économiques locaux, puisqu'elle implique des coûts immédiats pour des bénéfices futurs parfois incertains.

Basée sur le concept de services écosystémiques et sur la consultation d'acteurs à l'échelle des territoires, l'approche testée par le BRGM sur trois territoires situés dans les départements du Var, du Jura et de l'Ain, permet de démontrer que le maintien d'écosystèmes compatibles avec le bon état des eaux souterraines peut générer dès aujourd'hui – et garantir sur le long terme – de multiples services écosystémiques dont la valeur économique n'est pas négligeable à l'échelle d'un territoire.

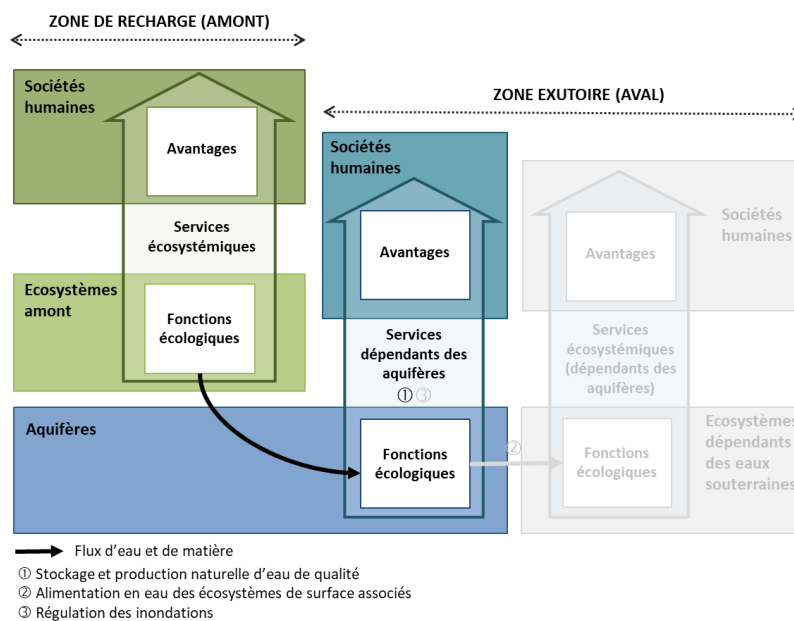


Figure 40. Compartiments du schéma conceptuel abordés dans l'exemple 5 (en grisé : les compartiments non couverts par l'exemple)

Territoires d'étude

Trois zones de sauvegarde pour le futur (ZSF) contrastées en termes de superficie à préserver, d'occupation des sols et d'usages actuels de la ressource en eau ont été étudiées (Figure 41).

- Les contreforts Nord de la Sainte-Baume sont situés à proximité des communes du littoral varois qui connaissent une forte croissance démographique. Cette ZSF s'étend sur 7400 ha, principalement occupés par des forêts et milieux semi-naturels. Elle est située dans le Parc Naturel Régional de la Sainte Baume. La ressource en eau est actuellement utilisée pour l'eau potable à hauteur de 1 million de m³/an
- La source de l'Enragé est située dans le Parc Naturel Régional du Haut-Jura. Elle occupe 15900 ha, et présente une mosaïque d'écosystèmes (forêts, prairies, zones humides) typique des paysages du Haut-Jura. Contrairement à la précédente, cette source n'est actuellement pas du tout utilisée.
- Les Puits de Chenaz couvrent 750 ha situés dans le Pays de Gex, en périphérie de l'agglomération de Genève. La ressource est actuellement utilisée pour l'eau potable avec des prélèvements s'élevant à 4,2 millions de m³/an. A dominante agricole, le territoire se caractérise par un fort développement urbain.

Démarche/ outils mobilisés

L'approche a consisté à **caractériser et à évaluer en termes économiques les services écosystémiques associés aux écosystèmes actuellement présents sur la ZSF**. Elle s'est déroulée en trois principales étapes.

1. Identification des services écosystémiques délivrés par les écosystèmes présents sur la ZSF ;
2. Caractérisation et l'évaluation monétaire de ces services, sur la base d'entretiens auprès d'une vingtaine d'acteurs et gestionnaires de chaque territoire étudié et évaluation de leur valeur économique à l'aide d'indicateurs physico-chimiques et socio-économiques collectés à l'échelle locale, selon la démarche décrite par Hérivaux et Grémont (2018)
3. Organisation de trois ateliers de restitution et de mise en débat des résultats auprès des acteurs locaux des ZSF étudiées en vue de présenter les résultats, d'analyser la façon dont les participants perçoivent les services écosystémiques présents sur leurs territoires, et d'évaluer la pertinence de l'approche proposée pour favoriser la protection des ZSF.

Résultats

Les résultats obtenus confirment la pertinence d'une approche par service écosystémiques pour mettre en évidence la diversité des bénéfices associés à la préservation des zones de sauvegarde.

- Les entretiens avec les acteurs locaux ont permis d'identifier une diversité de services délivrés par les écosystèmes présents sur ces territoires. Une approche au cas par cas, basée sur la connaissance des acteurs locaux, est toutefois nécessaire pour comprendre les processus physico-chimiques et socio-économiques en jeu et caractériser la diversité de ces services sur chaque territoire. Onze services ont notamment fait l'objet d'une évaluation économique.
- Les bouquets et profils de services écosystémiques sont très différents d'un territoire à l'autre, malgré un socle commun de cinq services évalués sur les trois ZSF (production de bois, production agricole, régulation du climat global, chasse et pêche). Si les services de régulation contribuent très fortement à la valeur économique générée par la préservation de la ZSF située en zone péri-urbaine, ce sont les services culturels et récréatifs qui contribuent le plus aux bénéfices sur les deux ZSF en milieux naturels.
- La protection des ZSF permet de maintenir des services écosystémiques dont les valeurs varient entre 300 et 3700 €/ha/an selon les territoires étudiés.
- Les résultats montrent qu'une évaluation basée sur les seuls bénéfices associés aux usages actuels « eau potable » de la ressource en eau sous-estimerait les bénéfices de la préservation des zones de sauvegarde. Ces bénéfices ne représentent que 8%, 57%, voire 0% de l'ensemble des bénéfices évalués respectivement sur les contreforts Nord de la Sainte Baume, les Puits de Chenaz et la source de l'Enragé.

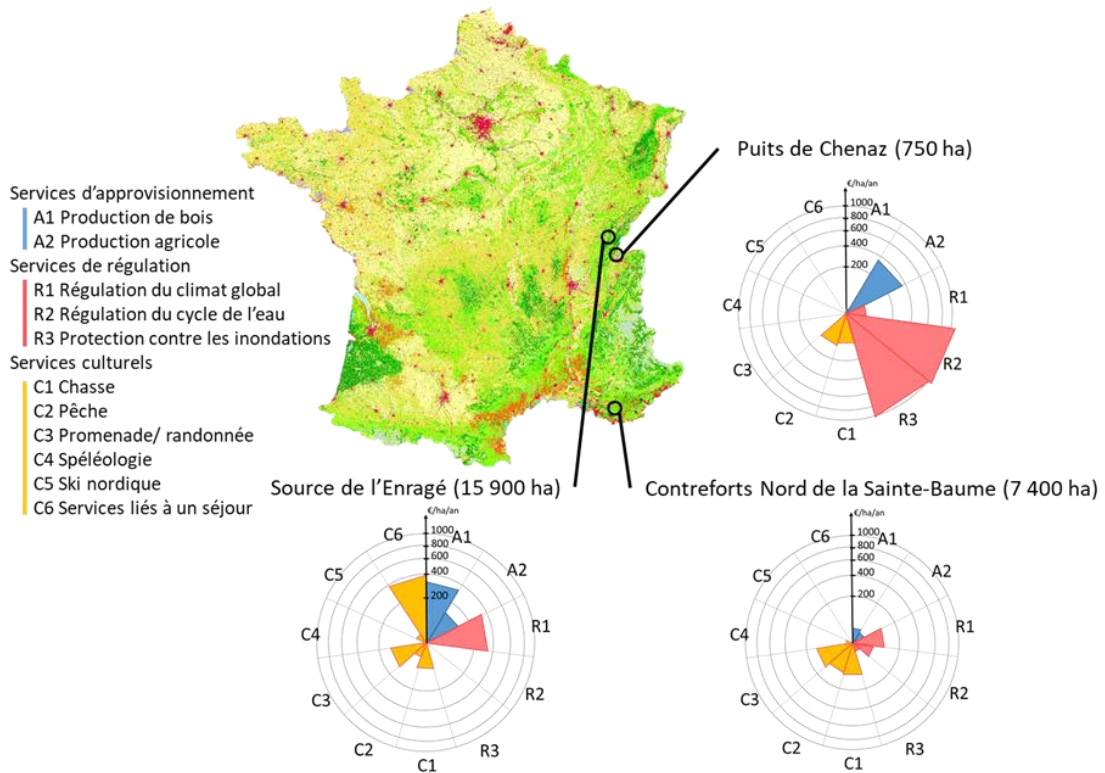


Figure 41. Services écosystémiques étudiés sur trois zones stratégiques et valeurs économiques moyennes par hectare associées (Hérivaux et Grémont, 2018)

Alors que la préservation des eaux souterraines peut être difficile à justifier auprès des acteurs socio-économiques, puisqu'elle implique des coûts immédiats pour des bénéfices futurs parfois incertains, une approche basée sur les services écosystémiques permet de montrer que le maintien des écosystèmes présents sur les ZSF peuvent générer dès aujourd'hui – et garantir sur le long terme – des co-bénéfices environnementaux non négligeables à l'échelle d'un territoire, pour toute une diversité de bénéficiaires.

Les résultats confirment que cette démarche peut contribuer à aider les décideurs et acteurs locaux à prendre conscience de l'intérêt de préserver les ZSF. Ils confirment également son rôle fédérateur permettant de rassembler des acteurs aux intérêts multiples et de décloisonner les enjeux environnementaux à l'échelle d'un territoire.

7. Conclusion et perspectives

Certains services dépendent fortement des aquifères et pourtant ne sont pas considérés dans les évaluations des services écosystémiques du programme EFESE. Ce rapport introduit la notion de « services dépendants des aquifères », et propose un cadre conceptuel articulant les travaux réalisés dans EFESE avec la composante aquifère.

L'absence de prise en compte des aquifères dans ces travaux d'évaluation peut avoir plusieurs conséquences : d'une part une mauvaise évaluation des niveaux de services écosystémiques, lorsqu'ils sont *in fine* dépendants des aquifères, d'autre part un faible niveau de protection de ces ressources lors de la conception et les choix de politiques publiques environnementales si ceux-ci reposent sur les démarches d'évaluation des services écosystémiques ne considérant pas ces ressources souterraines.

Ce document recommande la prise en compte des aquifères pour l'évaluation des services liés à l'eau dans les futurs travaux d'évaluation des services écosystémiques, de manière à être plus pertinents dans l'évaluation de ces services, protéger les ressources en eaux souterraines, et favoriser les synergies entre protection de la biodiversité, lutte contre le changement climatique, aménagement du territoire et protection de la ressource en eau.

Les perspectives de recherche sur la relation entre aquifères et services écosystémiques sont nombreuses : l'évaluation du rôle des aquifères dans la production de services écosystémiques par l'utilisation de modèles hydrogéologiques couplés à des approches socio-économiques (Qiu et al., 2019), la démonstration de la valeur d'assurance des aquifères par l'évaluation des services associés en contexte extrême (sécheresse, pluies cévenoles), l'évaluation du rôle de la composante biotique des aquifères pour les services dépendants des aquifères, ainsi que l'évaluation du rôle potentiel des solutions basées sur la nature et de gestion active des aquifères (y compris la recharge artificielle) permettant de protéger et/ou améliorer le niveau de services dépendants des aquifères pour l'adaptation au changement global.

8. Bibliographie

- Aamand J., Jørgensen C., Arvin E., Jensen B.K. (1989) - Microbial adaptation to degradation of hydrocarbons in polluted and unpolluted groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology* 4:299–312.
- AFB-Armines (2017) - Guide technique Interactions nappe/rivière - Des outils pour comprendre et mesurer les échanges, 89-94.
- Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J. (1985) - DRASTIC: Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. US EPA, Oklahoma.
- Attard G. (2017) - Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine : Application à l'agglomération lyonnaise. Thèse de doctorat. Université de Lyon.
- Attard G. (2018) - Impacts des aménagements sur l'eau souterraine urbaine. CEREMA, Fiche N°1, Collection Références, 6 pages.
- Baran N., Gutierrez A., Lopez B., Surdyk N., Gourcy L. (2011). Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation. Rapport final. BRGM/RP-60280-FR.
- Baumgartner H. (2015) - Diversité dans le sous-sol : La faune microscopique des eaux souterraines, *Environnement*, 1, 2015 : 49-51.
- Beaulieu E., Goddérés Y., Donnadiou Y., Labat D., Roelandt C. (2012) - High sensitivity of the continental-weathering carbon dioxide sink to future climate change. *Nature Climate Change*.
- Booth E.G., Zipper S.C., Loheide II S.P., Kucharik C.J. (2016) - Is groundwater recharge always serving us well? Water supply provisioning, crop production, and flood attenuation in conflict in Wisconsin, USA. *Ecosystem Services* 21, Part A: 153-165.
- Brauman K.A. (2015) - Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 2:345-358
- Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K., Mooney H.A. (2007) - The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32:67-98
- BRGM (1996) - Carte géologique de la France à 1 000 000. Éd. BRGM, Bureau de recherches géologiques et minières. Orléans - 6e édition
- BRGM (2009) – Les eaux souterraines en France, Edition : BRGM, Collection : Les enjeux des géosciences, juillet 2009, 56 pages.
- Calvet-Mir L., Gómez-Baggethun E., Reyes-García V. (2012) - Beyond food production: Ecosystem services provided by home gardens. A case study in Vall Fosca, Catalan

Pyrenees, Northeastern Spain. *Ecological Economics*, 74: 153-160, <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.12.011>.

CGDD (2017) - Les prélèvements d'eau douce en France: les grands usages en 2013 et leur évolution depuis 20 ans. DATALAB. Service de l'Observation et des statistiques. Commissariat général au développement durable, Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer en charge des relations internationales sur le climat.

CGDD (2017) - L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese). Cadre conceptuel. Avril 2017:88p

CGDD (2018a) – EFESE Evaluation française des écosystèmes et services écosystémiques. Les milieux humides et aquatiques continentaux. Mars 2018:248

CGDD (2018b) – EFESE Evaluation française des écosystèmes et services écosystémiques. Ecosystèmes forestiers. Septembre 2018

CGDD (2018c) – EFESE Evaluation française des écosystèmes et services écosystémiques. Ecosystèmes urbains. Juillet 2018.

CGDD (2018d) – EFESE Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques. Les écosystèmes rocheux et de haute-montagne. Octobre 2018

CGDD (2018e) – EFESE Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques. Les écosystèmes marins et côtiers. Octobre 2018.

Chen Z., Auler A.S., Bakalowicz M., Drew D., Griger F., Hartmann J., Jiang G., Moosdorf N., Richts A., Stevanovic Z., Veni G., Goldscheider N. (2017) - The World Karst Aquifer Mapping project: concept, mapping procedure and map of Europe. *Hydrogeol. J.* 25(3): 771–785.

Collin J.J. (1994) - La gestion active des aquifères. *Courants* 25: 36-42

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(2): 386–401. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99026.x.

Danneville (1997) - Contribution des eaux souterraines aux débits et à la qualité des eaux de surface: exemple de la Garonne, de ses sources à la confluence du Tarn. Documents du BRGM 262 Editions BRGM. Ingénierie de l'environnement. Université Paris XI – Orsay

Deharveng L., Stoch F., Gibert J., Bedos A., Galassi D., Zagmajster M., Brancelj A., Camacho A., Fiers F., Martin P., Giani N., Magniez G., Marmonier P. (2009) - Groundwater biodiversity in Europe. *Freshw. Biol.* 54(4): 709–726. doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.01972.x.

Dennedy-Frank P.J. (2019) - Including the subsurface in ecosystem services. *Nat. Sustain.* 2(6): 443–444. doi: 10.1038/s41893-019-0312-4.

Dewandel B., Lachassagne P., Wyns R., Maréchal J.C., Krishnamurthy N.S. (2006) - A generalized 3-D geological and hydrogeological conceptual model of granite aquifers controlled by single or multiphase weathering. *Journal of Hydrology* 330 (1-2): 260-284.

- Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R.T., Molnár Z., Hill R., Chan K.M.A., Baste I.A., Brauman K.A., Polasky S., Church A., Lonsdale M., Larigauderie A., Leadley P.W., van Oudenhoven A.P.E., van der Plaats F., Schröter M., Lavorel S., Aumeeruddy-Thomas Y., Bukvareva E., Davies K., Demissew S., Erpul G., Failler P., Guerra C.A., Hewitt C.L., Keune H., Lindley S., Shirayama Y. (2018) - Assessing nature's contributions to people, *Science* 359, 270-272. doi: 10.1126/science.aap8826.
- Dole Olivier MJ., Malard F. (2010) - Faune stygobie : émergence d'un monde inconnu. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, hors-série numéro 2, 2010. Évaluation de la biodiversité rhônalpine. pp. 145-152. <https://doi.org/10.3406/linly.2010.13764>
- Dörfliger N., Plagnes V., Kavouri K., Gouin J. (2009) - Cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques, guide méthodologique de la méthode PaPRIKa, Rapport BRGM RP-57527-FR, 100 p.
- Dörfliger, N. Cernesson, F., Maréchal, J.-C., Vyon, P.-Y. (2013) - Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère du Lez et évolution de l'occupation des sols, *Karstologia*, 62, 15-22.
- Fleury P., Kong-A-Siou L., Johannet A., Darras T., Pistre S., Guilhalmenc M., Maréchal J.C., Dörfliger N. (2013) - Crues, partie I : Rôle du karst dans les crues du fleuve Lez, *Karstologia* 62, 41-48.
- Fleury, P., Maréchal, J.C. and Ladouche, B. (2013) - Karst flash-flood forecasting in the city of Nîmes (southern France), *Engineering Geology* 164: 26-35, doi: 10.1016/j.enggeo.2013.06.007
- García-Llorente M., Martín-López B., Iñiesta-Arandia I., López-Santiago C.A., Aguilera P.A., Montes C. (2012) - The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. *Environmental Science & Policy*, 19-20: 136-146.
- Gibert J., Culver DC., Dole-Olivier MJ., Malard F., Christman MC., Deharveng L. (2009) - Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshw Biol*, 54:930-941.
- Goldscheider N., Drew D.P. (2007) - *Methods in Karst hydrogeology*. Taylor & Francis Group.
- Griebler C., Lueders T. (2009) - Microbial diversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology* 54:649–677.
- 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.
- Guswa A.J., Brauman K.A., Brown C., Hamel P., Keeler B.L., Sayre S.S. (2014) - Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour Res* 50:4535-4544
- Haack, S. K., and B. A. Bekins. 2000. Microbial populations in contaminant plumes. *Hydrogeology Journal* 8:63–76.

- Haines-Young R., Potschin M. (2018) - Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu:27
- Hancock P.J., Boulton A.J., Humphreys W.F. (2005) - Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol. J.* 13(1): 98–111. doi: 10.1007/s10040-004-0421-6.
- Hérivaux C., Gauthey J. (2018) - Les bénéfices liés à la protection des eaux souterraines: pourquoi et comment leur donner une valeur monétaire? Comprendre pour agir, Agence Française pour la Biodiversité. 72p.
- Hérivaux C., Gourcy L., Cadilhac L. (2014) - Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole: où et comment agir au moindre coût? *Sciences Eaux et Territoires*
- Hérivaux C., Grémont M. (2018) – Bénéfices économiques associés à la préservation des zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable future. Rapport final. BRGM/RP-67847-FR, 84p.
- Hérivaux C., Orban P., Brouyère S. (2013) - Is it worth protecting groundwater from diffuse pollution with agri-environmental schemes? A hydro-economic modeling approach. *J Environ Manage* 128:62-74
- Hérivaux C., Rinaudo JD. (2016) – Pourquoi et comment préserver les eaux souterraines pour leur rôle d'assurance ? Tour d'horizon de l'expérience française. Rapport final. BRGM/RP-65631-FR, 60p.
- Jacobs S., Martín-López B., Barton D.N., Dunford R., Harrison P.A., Kelemen E., Saarikoski H., Termansen M., García-Llorente M., Gómez-Baggethun E., Kopperoinen L., Luque S., Palomo I., Priess J.A., Rusch G.M., Tenerelli P., Turkelboom F., Demeyer R., Hauck J., Keune H., Smith R. (2018) - The means determine the end – pursuing integrated valuation in practice. *Ecosyst. Serv.* 29, 515–528.
- Keeler B. L., Polasky S., Brauman K. A., Johnson K. A., Finlay J. C., O'Neill A., ... Dalzell B. (2012) - Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(45), 18619–18624. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
- Kelemen E., Nguyen G., Gomiero T., Kovács E., Choisis J.P., Choisis N., Paolett, M.G., Podmaniczky L., Ryschawy J., Sarthou J.P., Herzog F., Dennis P., Balázs K. (2013) - Farmers' perceptions of biodiversity: lessons from a discourse-based deliberative valuation study. *Land use policy*, 35: 318-328.
- Liu Z.H., Dreybrodt W., Wang H.J. (2008) - A possible important CO2 sink by the global water cycle. *Chinese Science Bulletin* 53, 402-407.
- MA (2005) - Millenium Ecological Assessment. Millennium Ecosystem and Human Well-being: A framework for Assessment.
- Maes J., Liqueste C., Teller A., Erhard M., Paracchini M. L., Barredo J. I., ... Lavelle C. (2016) - An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity

Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14–23.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2015.10.023>

- Malard F., Boutin C., Camacho A.I., Ferreira D., Michel G., Sket B., Stoch F. (2009) - Diversity patterns of stygobiotic crustaceans across multiple spatial scales in Europe. *Freshw. Biol.* 54(4): 756–776. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02180.x.
- Maréchal J.C., Dewandel B., Subrahmanyam, K. (2004) - Use of hydraulic tests at different scales to characterize fracture network properties in the weathered-fractured layer of a hard rock aquifer, *Water Resources Re-search*, 40, 11, W11508.
- Maréchal J., Rouillard J. (2019) - Groundwater in France: resources, use and management issues. In: *Sustainable Groundwater Management: a comparative analysis of French and Australian policies and implications to other countries*. Rinaudo, J.D., Holley, C., Montginoul, M., Barnett, S. eds. Springer.
- Maréchal J.C., Ladouche B., Dörfli N. (2008) - Karst flash flooding in a Mediterranean karst, the example of Fontaine de Nîmes, *Engineering Geology*, 99, 138-146.
- Maréchal J.C., Vestier A., Jourde H., Dörfli N. (2013) - L'hydrosystème du Lez : une gestion active pour un karst à enjeux, *Karstologia* 62, 1-6.
- Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M., Montes C. (2014) - Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecol. Ind.* 37, 220–228.
- Martín-López B., Iniesta-Arandia I., García-Llorente M., Palomo I., Casado-Arzuaga I., Amo, D.G.D., et al. (2012) - Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS One* 7 (6), e38970.
- Maurice L, Bloomfield J (2012) - Stygobitic invertebrates in groundwater – a review from a hydrogeological perspective, *Freshwater Reviews* (2012) 5, 51-71, 10.1608/FRJ-5.1.443
- Nowak C., Michon J. (2017) - Les écoulements des cours d'eau en période estivale, 2017. *Les Synthèses N°15*, juin 2017, AFB, 12 p.
- Onema (2015) – L'état des eaux de surface et des eaux souterraines. *Les synthèses*, N°12, juin 2015.
- Paran F, Arthaud F, Baillet H, Bornette G, Déchomets R, Ferreira D, Germain A, Gibert J, Graillot D, Jezequel C, Lafont M, Lalot E, Marmonier P, Novel M, Piscart C, Puijalon S, Rodriguez C, Simon L, Travi Y (2007, 2008, 2010 et 2012) - Evaluation des échanges nappes/rivière et de la part des apports souterrains dans l'alimentation des eaux de surface. Application au fleuve Rhône et à ses aquifères superficiels. *Rapports finaux et fiches de synthèse phases 1, 2, 3 et 4, Action recherche valorisation ZABR. AE-RMC, ENSM-SE, LEHNA, CEMAGREF Lyon.*
- Paran F, Graillot D, Lalot E, Marmonier P, Bornette G, Piscart C, Arthaud F, Flipo N, Mouhri A, Habets F, Thierion C, Rejiba F, Bodet L, Guérin R, Tallec G, Chatelier M, Douez O, Maugis P (2012) - Caractérisation des échanges nappes/rivières à l'échelle du tronçon ou du linéaire par méthode expérimentale ou par modélisation jusqu'à l'échelle régionale. *NAPROM (NAPpes-Rivières : Observation et Modélisation). Rapport final année 1 et 2, ONEMA.*

- Paran F, Graillot D, Lalot E, Arthaud F, Bornette G, et al. (2015) - Evaluation des échanges nappes/rivière et de la part des apports souterrains dans l'alimentation des eaux de surface (cours d'eau). Instrumentation, application à la basse vallée de la Drôme et guide méthodologique de caractérisation des échanges nappe/rivière en milieu alluvial. Rapports final phase 5.. [Rapport de recherche] Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse; Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR); GRAIE (Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau). 2015, 180 p.
- Pedersen, K. (2000) - Exploration of deep intraterrestrial microbial life: current perspectives. *FEMS Microbiology Letters* 185:9–16.
- Pereira E., Queiroz C., Pereira H. M., Vicente L. (2005) - Ecosystem services and human well-being: a participatory study in a mountain community in Portugal. *Ecology and Society*, 10(2): 14.
- Pereira H., Domingos T., Vicente L.R. (2009) - Portuguese assessment of the Millenium Ecosystem Assessment. Executive summary. Centro de Biologia Ambiental.
- Petit K., Michon J. (2015) - L'état des eaux de surface et des eaux souterraines. Numéro 12 collection les Synthèses. Juin 2015
- Postel S. L., Thompson Jr. B. H. (2005) - Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29(2), 98–108. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2005.00119.x>
- Prié V. (2013) - Des milieux cavernicoles... sous la garrigue, un écosystème riche et singulier, <http://www.wikigarrigue.info/wakka.php?wiki=PatNatArt10>
- Prié V., Bas Y., Batiot-Guilhe C., Ladouche B. (2013) - Malacofaune stygobie et qualité de l'eau : quelles exigences écologiques pour les écosystèmes souterrains ? *Karstologia* 62, 33-40.
- Qiu J., Zipper S. C., Motew M., Booth E. G., Kucharik C. J., Loheide S. P. (2019) - Nonlinear groundwater influence on biophysical indicators of ecosystem services. *Nature Sustainability*, 2(6), 475–483. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0278-2>
- Röling, W. F. M., and H. W. van Verseveld (2002) - Natural attenuation: what does the subsurface have in store? *Biodegradation* 13:53–64.
- Santos-Martín F., García Llorente M., Quintas-Soriano C., Zorrilla-Miras P., Martín-López B., Loureiro M., Benayas J., Montes M. (2016) - Spanish National Ecosystem Assessment: Socio-economic valuation of ecosystem services in Spain. Synthesis of the key findings. Biodiversity Foundation of the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment.:68
- Thérond O. (2017) - Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France):966
- Tibi A., Thérond O. (2017) - Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France):118

- Tomlinson, M. & Boulton, A. (2010) - Ecology and Management of subsurface groundwater dependent ecosystems in Australia – a review. *Marine and Freshwater Research* 61, 936-949.
- Tufenkji, N., J. N. Ryan, and M. Elimelech (2002) - The promise of bank filtration. A simple technology may inexpensively clean up poor-quality raw surface water. *Environmental Science and Technology* 36:422A–428A.
- Tuinstra J., van Wensem J. (2014) - Ecosystem services in sustainable groundwater management. *Sci Total Environ* 485–486:798-803
- Vernoux J. F., Lions J., Petelet-Giraud E., Seguin J.J., Stollsteiner P., Lalot E. (2011) – Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE, rapport BRGM/RP-57044-FR, 207 p., 91 ill., 1 ann.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Direction Eau, Environnement, Procédés et Analyses
Unité Nouvelles Ressources en Eau et Economie
1039 rue de Pinville
34000 Montpellier – France
Tél. : 04.67.15.79.90