

Aménagement, nature

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE,
DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

Direction générale de l'aménagement,
du logement et de la nature

Direction de l'eau et de la biodiversité

Sous-direction de la protection et de la gestion
des ressources en eau et minérales

Bureau des eaux souterraines
et de la ressource en eau

Circulaire du 23 octobre 2012 relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines

NOR : DEVL1227826C

(Texte non paru au *Journal officiel*)

Résumé :

Cette circulaire d'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines vise à clarifier et mettre à jour la procédure d'évaluation de l'état (quantitatif et chimique) des eaux souterraines et la procédure d'établissement des valeurs seuils. Elle apporte des éléments de méthodologie pour la mise à jour des états des lieux d'ici fin 2013 et pour une bonne mise en œuvre des dispositions relatives aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux prévues dans le code de l'environnement et découlant de la directive-cadre sur l'eau (directive 2000/60/CE du 21 octobre 2000) et de ses directives filles.

Catégorie : directive adressée par le ministre aux services chargés de son application.

Domaine : écologie, développement durable.

Mots clés liste fermée : Environnement.

Mots clés libres : masses d'eau souterraine – bon état chimique – bon état quantitatif – normes de qualité – valeurs seuils.

Références :

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau ;

Directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration ;

Code de l'environnement, notamment le IV de son article L. 212-1 du code de l'environnement, ses articles R. 212-12 et R. 212-21-1 ;

Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Circulaire(s) abrogée(s) :

Partie « Premiers éléments de définition du "bon état" des eaux souterraines » et annexes II, III et IV de la circulaire DCE 2006/18 du 21/12/06 relative à la définition du bon état pour les eaux souterraines, en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, ainsi qu'à la définition de valeurs seuils provisoires applicables pendant la phase transitoire.

Date de mise en application : dès publication.

Annexes :

- Annexe I. – Évaluation de l'état
 - I.1 Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique
 - I.2 Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation globale de l'état des masses d'eaux souterraines
- Annexe II. – Valeurs seuils nationales par défaut
- Annexe III. – Liste des nappes captives à forte inertie
- Annexe IV. – Guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eaux souterraines et d'établissement des valeurs seuils
- Annexe V. – Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eaux souterraines

La ministre de l'écologie, du développement durable et de l'énergie aux préfets coordonnateurs de bassin (pour exécution); aux préfets de région; aux préfets de département; agence de l'eau, offices de l'eau DOM, DREAL, DRIEE-IF, DEAL, ONEMA, BRGM, administration centrale (pour information).

I. – RAPPEL DU CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE

Les objectifs environnementaux pour les eaux souterraines inscrits dans la DCE et repris dans la réglementation française sont :

1. La non-dégradation des masses d'eau et la prévention et la limitation de l'introduction de polluants dans les eaux souterraines définis respectivement au point IV.4 de l'article L. 212-1 du code de l'environnement et à l'article R. 212-9-1 du code de l'environnement ;
2. L'objectif général d'atteinte du bon état des eaux défini aux points IV.1 à IV.3 de l'article L. 212-1 du code de l'environnement qui consiste, pour les masses d'eau souterraine, à un bon état chimique et à un équilibre entre les prélèvements et la capacité de renouvellement de chacune d'entre elles ;
3. Les objectifs liés aux zones protégées définis au point IV.5 de l'article L. 212-1 du code de l'environnement ;
4. L'inversion des tendances à la dégradation de l'état des eaux souterraines résultant de l'impact de l'activité humaine défini à l'article R. 212-21-1 du code de l'environnement.

L'arrêté du 17 décembre 2008 modifié établit les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines. L'arrêté du 17 juillet 2009 modifié concerne la prévention et la limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

En mars 2010, les plans de gestion et les programmes de mesures rapportés à la Commission européenne ont révélé que :

- 41 % des masses d'eau souterraine étaient en état chimique médiocre, soit 234 entités sur 574 (métropole et DOM) ;
- 8 % des masses d'eau souterraine étaient en état quantitatif médiocre, soit 48 masses d'eau ou 13 % de la superficie totale des masses d'eau souterraine. Pour 13 masses d'eau (un peu plus de 2 %), l'état quantitatif n'a pas pu être évalué faute de connaissances suffisantes sur le fonctionnement des nappes.

La Commission européenne a constaté que les approches retenues pour évaluer l'état des eaux souterraines étaient parfois différentes d'un bassin à l'autre sans que cela ne soit *a priori* justifié.

La présente circulaire a donc pour objet de rappeler, détailler et expliciter les procédures des articles 3, 4, 6 et 8 de l'arrêté du 17 décembre 2008 susvisé visant à déterminer l'état quantitatif et l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine et à établir les valeurs seuils, afin d'assurer une mise œuvre cohérente sur le territoire national.

Afin de respecter nos engagements européens, j'attire votre attention sur la nécessité de respecter ces procédures qui ne sont pour l'essentiel pas nouvelles mais qui ont en général été insuffisamment mises en œuvre dans les états de lieux de 2004 et les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux de 2009. Il est en particulier indispensable de mener correctement et à partir des connaissances existantes mobilisables l'ensemble des tests pertinents de l'enquête appropriée, nécessaires à l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine.

En annexes IV et V de la présente circulaire figurent deux guides d'évaluation de l'état des masses d'eau souterraines en application des lignes directrices élaborées au niveau européen : un « Guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eaux souterraines et d'établissement des valeurs seuils » et un « Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eaux souterraines », disponibles également sur le site res'eau des acteurs du SIE.

Ces éléments techniques, état de la connaissance à un instant donné, ont vocation à être actualisés et à évoluer. Les travaux en cours permettront notamment d'améliorer les connaissances et d'affiner ces méthodologies d'évaluation de l'état : banque nationale de prélèvements (BNPE), définition d'indicateurs piézométriques, système d'évaluation de l'état des eaux (SEEE), outil opérationnel visant à exploiter les données sur la qualité des eaux souterraines disponibles dans ADES dans le but d'évaluer les tendances d'évolutions des contaminants, etc.

II. – ÉVALUATION DE L'ÉTAT

II.1. Définition

Le bon état d'une eau souterraine est défini à l'article R. 212-12 du code de l'environnement et résulte de la combinaison de critères à la fois qualitatifs et quantitatifs :

« L'état quantitatif d'une eau souterraine est considéré comme bon lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation en eau des écosystèmes aquatiques de surface et des zones humides directement dépendantes en application du principe de gestion équilibrée énoncé à l'article L. 211-1.

L'état chimique d'une eau souterraine est considéré comme bon lorsque les concentrations en polluants dues aux activités humaines ne dépassent pas les normes définies par arrêté du ministre chargé de l'environnement et n'empêchent pas d'atteindre les objectifs fixés pour les eaux de surface alimentées par cette masse d'eau souterraine et lorsqu'il n'est constaté aucune intrusion d'eau salée "ou autre" due aux activités humaines. »

Les normes de qualité et les valeurs seuils pour l'état chimique d'une eau souterraine sont définies à l'article 5 de l'arrêté du 17 décembre 2008 susvisé et certaines directement fixées dans ses annexes.

Les procédures d'évaluation de l'état quantitatif et de l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine font l'objet, respectivement, des articles 3 et 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 susvisé.

II.2. Éléments de cadrage généraux

D'une manière générale afin de disposer du plus de données possibles et de valoriser les données existantes, vous ne vous limiterez pas, pour l'évaluation de l'état, à l'exploitation des seuls résultats issus du réseau national de surveillance DCE. Les résultats de surveillance issus de réseaux autres que les réseaux DCE pourront ainsi être valorisés à condition d'avoir été validés à dire d'expert et après évaluation de leur représentativité à l'échelle de la masse d'eau (celle-ci pouvant être inférieure à la représentativité des points issus des réseaux DCE).

Je tiens d'autre part à vous rappeler que l'évaluation de l'état des eaux au cours d'un cycle de gestion s'effectue toujours avec la même méthodologie, seuls des ajustements à la marge étant possibles. Pour des évolutions de règle d'évaluation de l'état plus importantes, celles-ci peuvent être prises en compte lors du cycle de gestion suivant et en particulier lors de l'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux au moment de la mise à jour de l'état des lieux.

Vous pourrez vous appuyer sur les éléments collectés dans le cadre de l'analyse des incidences des activités humaines sur l'état des eaux prévue dans le cadre de la mise à jour des états des lieux (article R. 212-3.1.2° du code de l'environnement) pour l'application de la présente circulaire. Pour mémoire, cette analyse consiste, pour les eaux souterraines, en une caractérisation initiale et une caractérisation plus détaillée pour les masses ou groupes de masses d'eau souterraine recensées comme courant un risque de non-atteinte des objectifs environnementaux telles que détaillées à l'article 10. II de l'arrêté du 12 janvier 2010.

Les masses d'eau souterraine pouvant être hétérogènes tant du point de vue des écoulements souterrains que des pressions, l'état de chaque sous-bassin ou unité d'une même masse d'eau peut être très variable. La DCE ne visant d'ailleurs qu'à donner une image globale de l'état des eaux souterraines, il est parfaitement possible que quelques sous-bassins soient en mauvais état et que l'ensemble de la masse d'eau reste en bon état. Ce qui est primordial c'est que, à l'image de ce que prévoit la directive 2006/118/CE du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines, des mesures soient mises en place sur ces quelques sous-bassins. Ceci est d'autant plus vrai dans le contexte de mise à jour des états des lieux qui a pour but essentiel de préparer l'élaboration des futurs SDAGE et programmes de mesures qui s'appliqueront sur la période 2016-2021.

II.3. État quantitatif

Pour déterminer l'état quantitatif, l'article 3 de l'arrêté du 17 décembre 2008 liste cinq éléments à prendre en compte pour comparer le niveau de prélèvements avec la capacité de renouvellement de la ressource disponible, à savoir :

- l'évolution des niveaux piézométriques des eaux souterraines ;
- l'évolution de l'état des eaux de surface associées ;
- l'évolution des écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine ;
- les modifications de la direction d'écoulement occasionnant une invasion d'eau salée ou autre ou montrant une tendance durable susceptible d'entraîner de telles invasions ;
- les zones de répartition des eaux (ZRE) telles que définies à l'article R. 211-71 du code de l'environnement.

Pour évaluer l'état quantitatif, il vous revient de réaliser l'ensemble des tests pertinents de l'enquête appropriée qui font l'objet du point II.5 de la présente circulaire. Cette enquête est également détaillée dans le guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eaux souterraines figurant en annexe V de la présente circulaire.

De manière générale, lorsque la pression de prélèvements est largement inférieure à la capacité de renouvellement et quand aucune difficulté sur le plan quantitatif n'a jusqu'à présent été relevée, vous classerez la masse d'eau en bon état.

Lorsque toute la masse d'eau est concernée par une baisse généralisée et depuis de nombreuses années des niveaux piézométriques à l'échelle de la masse d'eau, vous classerez en mauvais état quantitatif toute masse d'eau, à moins de démontrer à partir des données disponibles que le niveau des prélèvements ne dépasse pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible.

Dans les cas où l'évaluation est moins évidente, le recours à des modèles peut être utile pour évaluer l'état de la masse d'eau et notamment conduire les tests de l'enquête appropriée, mieux comprendre le fonctionnement de la masse d'eau, mettre en évidence d'éventuels déséquilibres quantitatifs et identifier les mesures les plus pertinentes et efficaces pour atteindre une gestion durable de la ressource.

Je vous rappelle que l'évaluation de l'état des masses d'eau à réaliser dans le cadre de la mise à jour de l'état des lieux 2013 est à réaliser en priorité pour les masses d'eau souterraines identifiées à risque ou à doute ainsi que pour les masses d'eau à enjeux (AEP, Natura 2000 ou en lien avec des masses d'eau de surface...). L'acquisition de nouvelles connaissances sur une masse d'eau depuis la dernière évaluation permettra d'améliorer la détermination de l'état.

D'autre part, la circulaire du 30 juin 2008 relative à la résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation prévoit que les masses d'eau avec report à 2021 ou 2027 pour l'atteinte du bon état quantitatif, doivent être classées par le préfet coordonnateur de bassin en ZRE, dès l'approbation du SDAGE, et délimitées par les préfets de département dans un délai de six mois après cette approbation.

Je vous demande de vérifier que toutes les masses d'eau souterraine de votre bassin concernées par un report d'atteinte du bon état quantitatif à 2021 ou 2027 sont bien classées en zone de répartition des eaux et si tel n'est pas le cas, d'effectuer ce classement au plus tard dans un délai de six mois après la publication de cette circulaire.

En effet, il ne serait pas acceptable de demander des dérogations au bon état quantitatif à l'horizon 2015 sans que les territoires concernés aient été préalablement classés en ZRE.

II.4. État chimique

Pour évaluer l'état chimique d'une masse d'eau souterraine, il convient dans un premier temps de vérifier pour chaque paramètre si un ou plusieurs points de surveillance présentent des dépassements de la valeur seuil ou de la norme de qualité.

Si aucun dépassement n'est constaté, la masse d'eau est à classer en bon état chimique.

En cas de dépassement en un ou plusieurs points de la masse d'eau ou du groupe des masses d'eau souterraine des normes de qualité et des valeurs seuils pertinentes, il vous revient de réaliser l'ensemble des tests pertinents de l'enquête appropriée qui font l'objet du point II.5 de la présente circulaire. Cette enquête est également détaillée dans le guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eaux souterraines figurant en annexe IV de la présente circulaire. Elle permet, même en cas de dépassement de valeurs seuils ou de normes de qualité, de conclure que la masse d'eau est en bon état si le dépassement de ces valeurs ne met pas en cause l'atteinte des objectifs environnementaux couverts par les différents tests de l'enquête appropriée (usages AEP, masses d'eau de surface associées, écosystèmes terrestres dépendants, intrusion salée).

Un schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine figure en annexe I de la présente circulaire.

II.5. L'enquête appropriée

L'enquête appropriée permet l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine et s'effectue par la réalisation de plusieurs tests récapitulés dans le schéma en annexe I. Seuls les tests « pertinents » c'est-à-dire correspondant à un risque identifié doivent être menés.

Le travail réalisé pour les états des lieux de 2004 et les SDAGE de 2009 montre que certains d'entre eux n'ont parfois pas été conduits, réduisant ainsi le niveau de confiance de l'état évalué.

J'attire votre attention sur la nécessité de mener correctement et à partir de toutes les connaissances existantes et mobilisables l'ensemble des tests pertinents pour évaluer l'état des masses d'eau souterraines.

Je vous rappelle que chaque test correspond à une condition listée dans l'arrêté du 17 décembre 2008, provenant de la définition de l'état.

Si pour au moins un test, la masse d'eau est en état médiocre alors l'ensemble de la masse d'eau est classée en état médiocre pour l'état correspondant au test (chimique ou quantitatif ou les deux).

Cinq tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état chimique dont deux spécifiques : « Qualité générale » et « Zones protégées AEP » et trois communs avec l'état quantitatif : « Ecosystème terrestres », « Intrusion salée ou autre » et « Eaux de surface ».

Quatre tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état quantitatif dont un spécifique : « Balance prélèvements – ressources » et trois communs avec l'état chimique : « Ecosystème terrestres », « Intrusion salée ou autre » et « Eaux de surface ».

Les tests concernant à la fois l'évaluation de l'état chimique et l'état quantitatif des masses d'eau ont des objectifs communs. Il s'agit de faire en sorte que la masse d'eau souterraine ne soit pas responsable d'un mauvais état chimique et/ou écologique pour les eaux de surface ou les écosystèmes terrestres associés (du fait des polluants présents dans celle-ci ou des prélèvements réalisés dans celle-ci).

Les tests causes du déclassement de la masse d'eau ou pour lesquels les données sont insuffisantes doivent contribuer à identifier les mesures à mettre en place dans le cadre de la construction du programme de mesures ainsi que les efforts de surveillance, modélisation ou recherche à développer.

Les déroulements de ces tests sont détaillés dans les deux guides d'évaluation de l'état des masses d'eaux souterraines.

Pour réaliser ces tests, les données suivantes sont à utiliser :

- résultats de la surveillance des masses d'eau ;
- données du contrôle sanitaire des eaux brutes souterraines ;
- prélèvements en nappe et en rivière ;
- estimation de la recharge des aquifères ;
- paramètres permettant de mettre en évidence un éventuel déséquilibre quantitatif ou qualitatif des systèmes superficiels (cours d'eau et écosystèmes terrestres dépendants) et leurs interactions avec les masses d'eau souterraine (débit dans les cours d'eau ; mesures du niveau de l'eau dans les zones humides...);
- paramètres permettant de mettre en évidence des intrusions salines ou autres dans les nappes ;
- autres.

Le cas échéant, en l'absence de données suffisantes, le dire d'expert sera utilisé.

II.6. Niveau de confiance

Je vous demande qu'un niveau de confiance de l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines (degré de pertinence du résultat) soit dorénavant établi sur la base du niveau de confiance associé à chaque étape de la procédure d'évaluation de l'état (tests de l'enquête appropriée). Le niveau de confiance de chaque étape dépendra des informations disponibles comme détaillé dans la partie 5 du guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraines figurant en annexe IV de la présente circulaire.

Pour l'état quantitatif, un niveau de confiance est attribué dans la mesure du possible. Dans les cas où cela n'est pas possible, le niveau de confiance est « indéterminé ».

III. – DÉTERMINATION DES VALEURS SEUILS

Les articles 4 et 5 de l'arrêté du 17 décembre 2008 traitent des valeurs seuils et des normes de qualité. Ses annexes définissent pour les eaux souterraines des normes de qualité et une liste minimale de paramètres avec des valeurs seuils maximales nationales ou pour lesquels des valeurs seuils doivent être définies localement.

Je vous rappelle que les paramètres pour lesquels des valeurs seuils doivent être établies, à l'échelle du bassin ou de la masse d'eau, sont a minima les paramètres responsables du risque de non-atteinte du bon état 2015 ou des objectifs environnementaux 2021.

Par souci de simplicité, il convient d'appliquer les valeurs seuils nationales par défaut figurant en annexe II de la présente circulaire à toutes les masses d'eau. Pour les paramètres de l'annexe II A de l'arrêté du 17 décembre 2008, les valeurs seuils reprises sont des maxima.

Je vous demande, pour chaque masse d'eau et chaque paramètre, d'examiner dans quelle mesure la valeur seuil nationale par défaut doit être modifiée pour tenir compte des éléments listés à l'article 4 de l'arrêté du 17 décembre 2008 et notamment des relations avec les eaux de surface ou les écosystèmes terrestres et l'existence de fonds géochimiques élevés.

Je vous rappelle que, conformément à l'article 5-II-1^o de l'arrêté du 17 décembre 2008, les valeurs seuils relatives aux paramètres responsables d'un risque de non-atteinte d'un objectif environnemental doivent être reprises dans un arrêté du préfet coordonnateur de bassin. Seules les valeurs contenues dans cet arrêté seront rapportées à la Commission européenne.

La procédure pour la définition des valeurs seuils est détaillée dans le guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eaux souterraines figurant en annexe IV de la présente circulaire.

Dans le cadre des travaux conduits au niveau de votre bassin, je vous demande de veiller à ce que l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine soit effectuée en prenant en compte les préconisations de la présente circulaire, et des deux guides d'évaluation de l'état des masses d'eaux souterraines annexés à la présente circulaire (annexes IV et V).

Vous voudrez bien me faire part des difficultés que vous pourriez rencontrer dans l'application de la présente circulaire.

La présente circulaire sera publiée au *Bulletin officiel* du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

Fait le 23 octobre 2012.

Pour la ministre et par délégation :

Le secrétaire général,
J.-F. MONTEILS

La directrice de l'eau et de la biodiversité,
O. GAUTHIER

ANNEXES

ANNEXE I. – ÉVALUATION DE L'ÉTAT

- I.1. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique**
- I.2. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation globale de l'état des masses d'eaux souterraines**

ANNEXE II. – VALEURS SEUILS NATIONALES PAR DÉFAUT

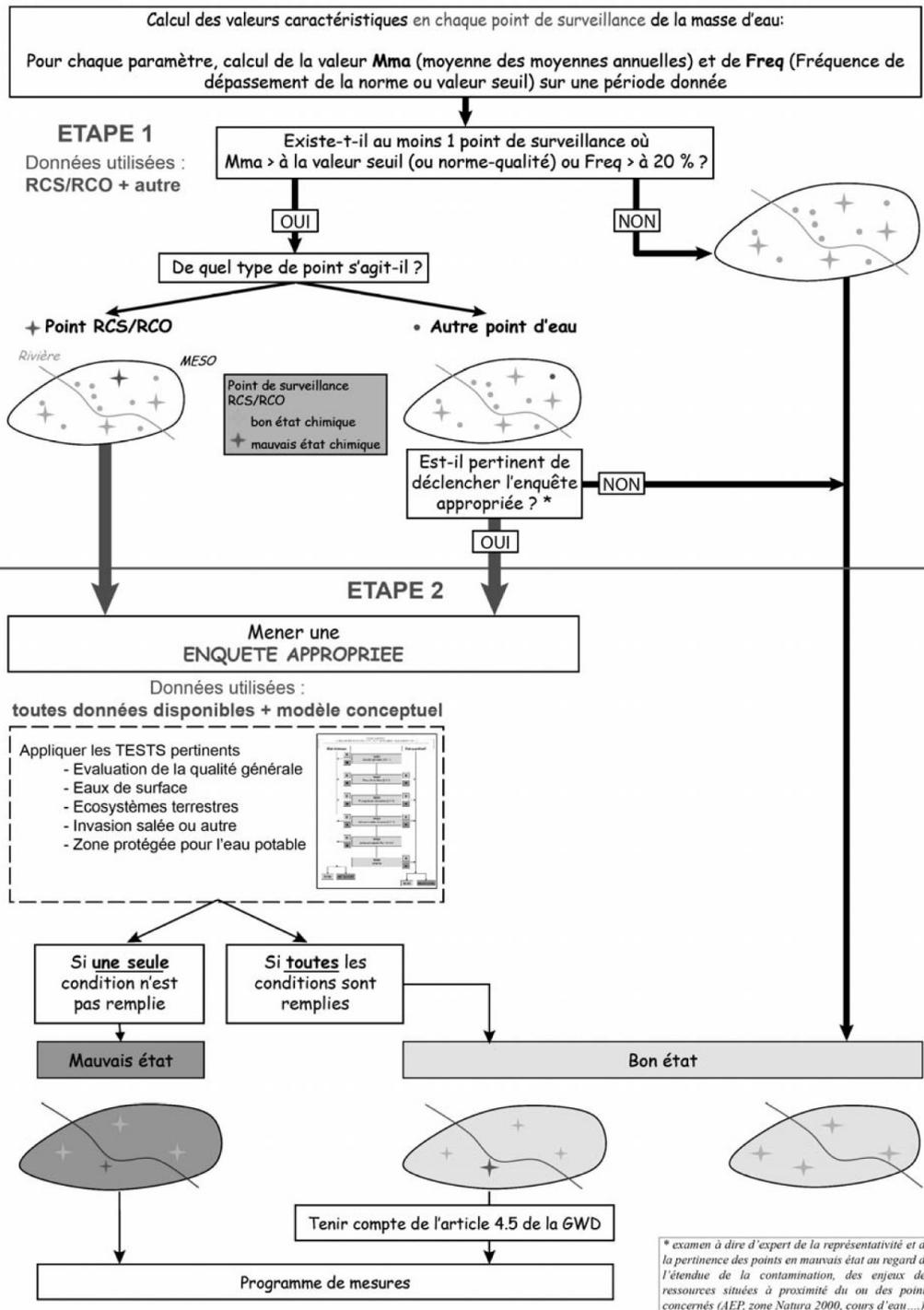
ANNEXE III. – GUIDE D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT CHIMIQUE DES MASSES D'EAUX SOUTERRAINES ET D'ÉTABLISSEMENT DES VALEURS SEUILS

ANNEXE IV. – GUIDE D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT QUANTITATIF DES MASSES D'EAUX SOUTERRAINES

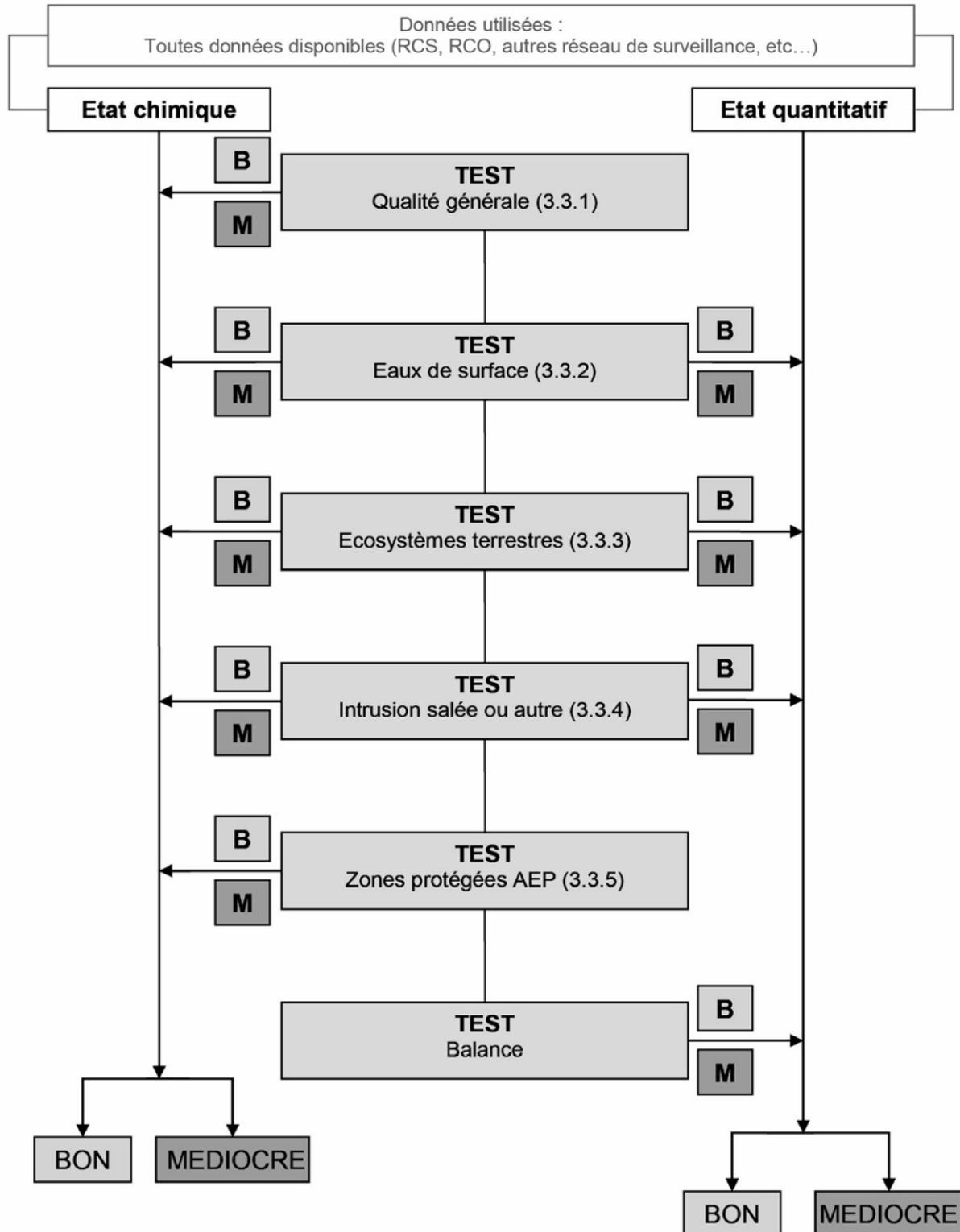
ANNEXE I

ÉVALUATION DE L'ÉTAT

I.1. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique



I.2. Schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation globale de l'état des masses d'eaux souterraines



ANNEXE II

VALEURS SEUILS NATIONALES PAR DÉFAUT

CODE SANDRE du paramètre	NOM DU PARAMÈTRE	VALEUR SEUIL ou norme de qualité	UNITÉ
1481	Acide dichloroacétique	50	µg/L
1521	Acide nitrilotriacétique	200	µg/L
1457	Acrylamide	0,1	µg/L
1103	Aldrine	0,03	µg/L
1370	Aluminium	200	µg/L
1335	Ammonium	0,5	mg/L
1376	Antimoine	5	µg/L
1369	Arsenic	10	µg/L
1396	Baryum	700	µg/L
1114	Benzène	1	µg/L
1115	Benzo(a)pyrène	0,01	µg/L
1362	Bore	1000	µg/L
1751	Bromates	10	µg/L
1122	Bromoforme	100	µg/L
1388	Cadmium	5	µg/L
1752	Chlorates	700	µg/L
1735	Chlorites	0,2	mg/L
1135	Chloroforme		mg/l
1478	Chlorure de cyanogène	70	µg/L
1753	Chlorure de vinyle	0,5	µg/L
1337	Chlorures	250	mg/L
1389	Chrome	50	µg/L
1371	Chrome hexavalent	50	µg/L
1304	Conductivité à 20 °C	1000	µS/cm
1303	Conductivité à 25 °C	1100	µS/cm
1392	Cuivre	2000	µg/L
1084	Cyanures libres	50	µg/L

CODE SANDRE du paramètre	NOM DU PARAMÈTRE	VALEUR SEUIL ou norme de qualité	UNITÉ
1390	Cyanures totaux	50	µg/L
1479	Dibromo-1,2 chloro-3 propane	1	µg/L
1738	Dibromoacétonitrile	70	µg/L
1498	Dibromoéthane-1,2	0,4	µg/L
1158	Dibromochlorométhane	100	µg/L
1740	Dichloroacétonitrile	20	µg/L
1165	Dichlorobenzène-1,2	1	mg/L
1166	Dichlorobenzène-1,4	0,3	mg/L
1161	Dichloroéthane-1,2	3	µg/L
1163	Dichloroéthène-1,2	50	µg/L
1167	Dichloromonobromométhane	60	µg/L
1655	Dichloropropane-1,2	40	µg/L
1487	Dichloropropène-1,3	20	µg/L
1834	Dichloropropène-1,3 cis	20	µg/L
1835	Dichloropropène-1,3 trans	20	µg/L
1173	Dieldrine	0,03	µg/L
1580	Dioxane-1,4	50	µg/L
1493	EDTA	600	µg/L
1494	Epichlorohydrine	0,1	µg/L
1497	Ethylbenzène	300	µg/L
1393	Fer	200	µg/L
7073	Fluorure anion	1,5	mg/L
1702	Formaldéhyde	900	µg/L
2033	HAP somme(4)	0,1	µg/L
2034	HAP somme(6)	1	µg/L
1197	Heptachlore	0,03	µg/L
1198	Heptachlorépoxyde (somme)*	0,03	µg/L
1652	Hexachlorobutadiène	0,6	µg/L
7007	Indice hydrocarbure	1	mg/L
1394	Manganèse	50	µg/L

CODE SANDRE du paramètre	NOM DU PARAMÈTRE	VALEUR SEUIL ou norme de qualité	UNITÉ
1305	Matières en suspension	25	mg/L
1387	Mercure	1	µg/L
1395	Molybdène	70	µg/L
6321	Monochloramine	3	mg/L
1386	Nickel	20	µg/L
1340	Nitrates	50	mg/L
1339	Nitrites	0,5	mg/L
1315	Oxydabilité au KMnO4 à chaud en milieu acide	5	mg/L O2
	Pesticides et leurs métabolites pertinents (sauf aldrine, dieldrine, heptachlorépoxyde, heptachlore)	0,1	µg/L
1888	Pentachlorobenzène	0,1	µg/L
1235	Pentachlorophénol	9	µg/L
1382	Plomb	10	µg/L
1302	Potentiel en Hydrogène (pH)	9	
1385	Sélénium	10	µg/L
1375	Sodium	200	mg/L
6278	Somme des microcystines totales*	1	µg/L
2036	Somme des Trihalométhanes (chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane)	100	µg/L
2963	Somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène	10	µg/L
1541	Styrène	20	µg/L
1338	Sulfates	250	mg/L
1301	Température de l'eau	25	°C
1272	Tétrachloréthène	10	µg/L
1276	Tétrachlorure de carbone	4	µg/L
1278	Toluène	0,7	mg/L
1286	Trichloroéthylène	10	µg/L
1549	Trichlorophénol-2,4,6	200	µg/L
1295	Turbidité Formazine néphélométrique	1	NFU
1361	Uranium	15	µg/L
1780	Xylène	0,5	mg/L

CODE SANDRE du paramètre	NOM DU PARAMÈTRE	VALEUR SEUIL ou norme de qualité	UNITÉ
1383	Zinc	5000	µg/L

* Pour la comparaison avec la valeur seuil, il convient de considérer la somme. Ceci ne remet pas en cause l'intérêt de suivre et de banca-riser les paramètres individuellement dans une optique de connaissance.

ANNEXE III

GUIDE D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT CHIMIQUE DES MASSES D'EAUX SOUTERRAINES ET ÉTABLISSEMENT DE VALEURS SEUILS

Articles L. 212-1 IV-3 et R. 212-12 du code de l'environnement.

Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Septembre 2012

TABLE DES MATIÈRES

- 1. Rappel des exigences communautaires et réglementaires**
 - 1.1. *Normes de qualité et valeurs seuils : définitions et procédure*
 - 1.2. *Évaluation du bon état chimique des eaux souterraines*
- 2. Principes généraux – Définitions**
 - 2.1. *« Modèles conceptuels »*
 - 2.2. *« Invasión salée ou autre »*
 - 2.3. *Écosystèmes terrestres associés*
 - 2.4. *Niveau de confiance de l'évaluation*
- 3. Procédure pour la définition des valeurs seuils**
 - 3.1. *Introduction*
 - 3.2. *Procédure générale*
 - 3.3. *Valeurs seuils nationales « par défaut »*
 - 3.4. *Rapportage*
- 4. Procédure d'évaluation du bon état chimique d'une masse d'eau souterraine**
 - 4.1. *Procédure générale*
 - 4.2. *Étape 1 : Calcul de la moyenne par point*
 - 4.3. *Étape 2 : Tests de classification pour l'enquête appropriée*
- 5. Niveau de confiance de l'évaluation**
 - 5.1. *Étape 1 : Procédure générale*
 - 5.2. *Test qualité générale*
 - 5.3. *Test eaux de surface et test écosystèmes terrestres*
 - 5.4. *Test intrusion salée*
 - 5.5. *Test AEP*
 - 5.6. *Niveau de confiance générale de l'évaluation*
- 6. Annexes**

ABRÉVIATIONS

- AEP – alimentation en eau potable
AAC – aire d'alimentation d'un captage
ARS – agence régionale de santé
CR – concentration de référence
DCE – directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE
DDASS – direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DREAL – direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
DRIRE – direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
GWD – directive fille sur les eaux souterraines 2006/118/CE (« Groundwater Directive »)
ICPE – installation classée pour la protection de l'environnement
ICSP – installations classées et sites pollués
LQ – limite de quantification
MMA – moyenne des moyennes annuelles
MESO – masse d'eau souterraine
MESU – masse d'eau de surface
NQE – norme de qualité environnementale (directive 2008/105/CE sur les 41 substances prioritaires pour les eaux de surface)
RCS – réseau de contrôle de surveillance
RCO – réseau de contrôle opérationnel
RNABE – risque de non-atteinte du bon état
RNAOE – risque de non-atteinte des objectifs environnementaux
SDAGE – schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
STEP – station d'épuration
WGC – « Working Group C – Groundwater » (Groupe de travail de la Commission européenne sur les eaux souterraines)
ZNIEFF – zone nationale d'intérêt écologique faunistique et floristique
ZP – zones protégées
ZPS – zone de protection spéciale
ZSC – zone spéciale de conservation

Introduction

La directive 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration (GWD), adoptée le 12 décembre 2006, est composée de trois grands axes :

- la définition du bon état des eaux souterraines :
 - article 3 – « Critères pour l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines » ;
 - article 4 – « Procédure d'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines » ;
- article 5 – « Identification des tendances à la hausse significatives et durables et définition des points de départ des inversions de tendance » ;
- article 6 – Mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

En droit français, les articles 3, 4 et 5 sont repris dans l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines et l'article 6 dans l'arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

L'objectif du présent guide est de clarifier la procédure d'évaluation du bon état chimique telle qu'elle est exigée par l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 basé sur l'article 4 de la GWD. Après un rappel des exigences réglementaires et des principes généraux qui accompagnent l'évaluation, le guide explique la procédure à appliquer pour évaluer le bon état chimique d'une masse d'eau souterraine. Ce guide a été rédigé par le BRGM dans le cadre de l'appui réalisé auprès la direction de l'eau et de la biodiversité, il tient compte des travaux nationaux du groupe « DCE – eaux souterraines » et des travaux du groupe européen WGC2 « Status and trends » dont les recommandations ont été approuvées par les directeurs de l'eau le 24 novembre 2008 à Paris (European Commission, 2009a).

Le présent guide, ainsi que les documents signalés sont disponibles sur le site res'eau des acteurs du SIE.

<http://www.reseau.eaufrance.fr/ressource/guides-evaluation-etat-masses-eau-souterraines>

Le présent document étant par ailleurs disponible sur le site internet du ministère

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/>

1. Rappel des exigences communautaires et réglementaires

1.1. Normes de qualité et valeurs seuils : définitions et procédure

1.1.1. Normes de qualité et valeurs seuils

La directive fille prescrit :

- des normes de qualité, fixées au niveau européen, pour deux paramètres (nitrates et pesticides).

POLLUANT	NORMES DE QUALITÉ
Nitrates	50 mg/l
Substances actives des pesticides, ainsi que les métabolites et produits de dégradation et de réaction pertinents	0,1 µg/L 0,5 µg/L (total)

Ces valeurs sont reprises dans l'annexe I de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Il est cependant précisé que « lorsque, pour une masse d'eau souterraine donnée, on considère que les normes de qualité pourraient empêcher de réaliser les objectifs environnementaux définis à l'article 4 de la directive 2000/60/CE pour les eaux de surface associées, ou entraîner une diminution significative de la qualité écologique ou chimique de ces masses, ou un quelconque dommage significatif aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine, des valeurs seuils plus strictes sont établies conformément à l'article 3 et à l'annexe II de la présente directive ». Ceci a été transposé à l'article 5-I de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Autrement dit, si ces valeurs sont insuffisantes pour garantir le bon état écologique et/ou chimique des masses d'eau de surface et des écosystèmes terrestres associés alors une valeur inférieure peut être retenue sur la base des éléments méthodologiques présentés dans le paragraphe 3. C'est typiquement le cas des systèmes où une pollution de l'eau souterraine par les nitrates, malgré des concentrations inférieures à 50 mg/L dans la nappe, sont responsables de l'eutrophisation d'une masse d'eau de surface.

Afin d'harmoniser ces normes avec celles préconisées pour l'eau potable, pour quatre pesticides (aldrine, dieldrine, heptachlorépoxyde, heptachlore), la norme a été abaissée à 0,03 µg/L dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE au niveau français.

- des valeurs seuils fixées par les États membres pour les paramètres qui « ont été identifiés comme contribuant à caractériser les masses ou groupes de masses d'eau souterraine comme étant à risque, compte tenu au moins de la liste figurant à l'annexe II, partie B ». Cette liste comprend les éléments suivants :
 - « Substances ou ions qui peuvent à la fois être naturellement présents et/ou résulter de l'activité humaine » : As, Cd, Pb, Hg, NH₄⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ ;
 - « Substances artificielles » : trichloréthylène, tétrachloréthylène ;
 - « Paramètres indiquant les invasions d'eau salée ou autre : conductivité. »

Autrement dit, les paramètres pour lesquels des valeurs seuils doivent être établies sont :

- les paramètres responsables du risque de non-atteinte du bon état en 2015 (utiliser la liste établie en 2004 pour l'état des lieux + d'éventuelles révisions réalisées depuis au regard de l'acquisition de données nouvelles) ;
- d'autres paramètres complémentaires pouvant être ajoutés pour certaines masses d'eau en fonction des pressions identifiées dans le cadre de l'état des lieux. Il s'agit des polluants présents de façon significative : rejets importants ayant un impact à l'échelle de la masse d'eau ou pollution existante étendue.

Par rapport à la liste de l'annexe II, partie B de la GWD, il n'est pas obligatoire de définir une valeur seuil pour chacun de ces paramètres. Il convient toutefois d'y prêter une attention particulière et de justifier qu'un (ou plusieurs paramètres) de cette liste n'est pas retenu (par exemple parce qu'un paramètre est naturel et qu'il n'existe aucun risque lié à ce paramètre).



Remarque sur la révision future des annexes I et II de la GWD

L'article 10 de la directive fille sur les eaux souterraines 2006/118/CE (GWD) prévoit que la Commission « réexamine les annexes I et II de la présente directive au plus tard le 16 janvier 2013, et ensuite tous les 6 ans ».

Afin de préparer cette échéance, comme prévu par le mandat du groupe, des recommandations sur la révision de ces annexes ont été émises dans le cadre du groupe de travail C « Groundwater » sur la base des positions de chaque membre du groupe C (Etats membres, parties prenantes, communauté scientifique). Les recommandations du groupe ne préconisent pas de révision importante des annexes (aucun ajout ou suppression de substances). Il est proposé d'harmoniser la norme pour aldrine, dieldrine, heptachlorépoxyde, heptachlore avec la directive eau potable et de préciser le terme « métabolite pertinent ».

Entre temps, la révision des annexes de la directive a été reportée d'un an par la Commission.

Les éléments présentés dans cette note restent donc ceux à appliquer pour la révision des états des lieux mais par la suite des évolutions sont possibles.

1.1.2. Critères pour l'établissement de valeurs seuils

La définition du bon état chimique des masses d'eau souterraine est basée sur le respect des objectifs environnementaux dans les milieux associés aux eaux souterraines et sur le maintien des usages humains et de la production d'eau potable en particulier. Les valeurs seuils de bon état étant dépendantes des récepteurs à considérer (eaux de surface, écosystèmes terrestres associés, usage...), il conviendra avant toute évaluation de faire la liste des récepteurs pertinents pour la masse d'eau.

Comme il est demandé dans la directive fille sur les eaux souterraines (Annexe II.A), reprise à l'article 4 de l'arrêté du 17 décembre 2008,

« la fixation des valeurs seuils devrait prendre en compte :

- a) L'étendue des interactions entre les eaux souterraines et les écosystèmes aquatiques associés et les écosystèmes terrestres dépendants ;
- b) Les entraves aux utilisations ou fonctions légitimes présentes ou à venir, des eaux souterraines ;

[...]

- d) Les caractéristiques hydrogéologiques, y compris les informations sur les niveaux de référence et le bilan hydrologique. »

L'annexe II.A de la directive fille précise également que « les valeurs seuils sont fixées de façon à ce que si les résultats de la surveillance obtenus à un point de surveillance représentatif dépassent les seuils, cela indique que l'une ou plusieurs des conditions nécessaires pour que les eaux souterraines présentent un bon état chimique, visés à l'article 4, paragraphe 2, point c), ii), iii), et iv), risquent de ne pas être remplies ». Ce point a été ajouté à l'article 4 de l'arrêté du décembre 2008 et fait référence aux thèmes suivants :

- la définition du bon état chimique des eaux souterraines telle qu'elle est inscrite dans la DCE (annexe V.2.3.2) ;
- les zones protégées utilisées pour l'AEP (article 7 de la DCE) ;
- la capacité de la masse d'eau à satisfaire les usages humains.

À partir de ces éléments, deux types de « critères » doivent être considérés lors de l'établissement des valeurs seuils :

- des critères environnementaux :
 - écosystèmes aquatiques et écosystèmes terrestres dépendants ;
- des critères d'usage :
 - l'eau potable dans les zones protégées pour l'eau potable ;
 - les autres utilisations légitimes : irrigation, industrie, etc.

Seules les utilisations impliquant une surface (ou un volume) significative de la masse d'eau par rapport à la surface (ou au volume) totale de la masse d'eau seront considérées.

Le critère « invasion saline ou autre » sera considéré comme un critère environnemental. L'identification de la valeur seuil associée à ce critère sera cependant fortement liée à celle de l'évaluation des fonds géochimiques.

1.1.3. Échelle pour l'identification des valeurs seuils

Conformément à l'article 3.2 de la GWD, les valeurs seuils peuvent être fixées au niveau de la masse d'eau, du groupe de masse d'eau, du district hydrographique, ou au niveau national pour permettre de tenir compte de la grande diversité des caractéristiques des eaux souterraines de l'Union européenne et des fonds géochimiques. Cette disposition est reprise au 2° du point II de l'article 5 de l'arrêté du 17 décembre 2008.

La masse d'eau est donc l'unité la plus petite pour la définition d'une valeur seuil.

Le choix du niveau à considérer dépendra du type de paramètre considéré et des spécificités des récepteurs à protéger dans chaque masse d'eau. Ainsi, pour la plupart des substances dont l'origine est uniquement anthropique dans les eaux souterraines (exemples : pesticides, mercure), des valeurs seuils sont proposées au niveau national (voir annexe II de la circulaire relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 susvisé). Pour d'autres paramètres dont les sources peuvent être à la fois anthropiques et naturelles (exemple : chlorures), une approche par masse d'eau est recommandée. Cette approche devra s'appuyer sur la démarche développée ci-après.

1.1.4. Masses d'eau transfrontalières

Les États membres doivent s'assurer que la définition des valeurs seuils de ces masses d'eau fait l'objet d'une coordination entre les pays concernés (article 3.4 de la directive fille transposé au 3° du point II de l'article 5 de l'arrêté du 17 décembre 2008).

1.1.5. Calendrier

Les États membres ont du établir les valeurs seuils avant le 22 décembre 2008 (GWD, article 3.5 ; 4° du point II de l'arrêté du 17 décembre 2008) et les publier dans le premier plan de gestion avant le 22 décembre 2009.

Il est cependant admis que l'établissement des valeurs seuils est un processus continu et qu'à tout moment les États membres ont la possibilité de rajouter, de supprimer ou de modifier des valeurs seuils (GWD, article 3.6 ; 5° du point II de l'arrêté du 17 décembre 2008). De tels changements peuvent résulter de l'acquisition de données et d'informations nouvelles (données des réseaux de surveillance mais également d'études scientifiques qui pourraient être menées).

Lorsque les données montrent qu'une masse d'eau n'est plus à risque pour un paramètre donné, les États membres peuvent supprimer une valeur seuil de la liste.

Toute modification doit être rapportée dans le plan de gestion (même si il y a un laps de temps entre l'année de la modification et de l'utilisation d'une valeur seuil et de sa publication dans le plan de gestion) et dans l'arrêté du préfet coordonnateur de bassin.

1.2. Évaluation du bon état chimique des eaux souterraines

Le chapitre suivant ne présente que les exigences réglementaires de la directive-cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE et de sa directive fille sur les eaux souterraines 2006/118/CE (GWD). Les éléments d'interprétation et la procédure générale de l'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau sont développés dans le chapitre 4.

Afin de faciliter la lecture de ce chapitre, les exigences réglementaires sont présentées sous forme de questions.

1.2.1. À quelles masses d'eau s'applique l'évaluation ?

D'après l'annexe III.1 de la GWD transposée à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008, « la procédure d'évaluation visant à déterminer quel est l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine est réalisée pour toutes les masses d'eau ou groupes de masses d'eau souterraine caractérisées comme étant à risque et pour chacun des polluants qui contribuent à cette caractérisation de la masse d'eau ou du groupe de masses d'eau souterraine ».

Par masse d'eau « à risque », on entend la liste des masses d'eau classées en RNAOE 2021 chimique en 2013 dans l'état des lieux et d'éventuelles révisions réalisées ensuite au regard de l'acquisition de données nouvelles. Cette même définition est applicable aux polluants.

Autrement dit, la procédure d'évaluation du bon état chimique ne sera appliquée qu'aux masses d'eau à risque et uniquement pour les paramètres responsables de ce risque. Les autres masses d'eau seront par défaut considérées comme en bon état.

1.2.2. Qu'est-ce qu'une masse d'eau souterraine en bon état chimique ?

L'annexe V.2.3.2 de la DCE définit ainsi le bon état chimique d'une masse d'eau souterraine (Illustration 1).

Éléments	Bon état
En général	<p>La composition chimique de la masse d'eau souterraine est telle que les concentrations de polluants:</p> <ul style="list-style-type: none"> — comme précisé ci-après, ne montrent pas d'effets d'une invasion salée ou autre, — ne dépassent pas les normes de qualité applicables au titre d'autres dispositions législatives communautaires pertinentes conformément à l'article 17, — ne sont pas telles qu'elles empêcheraient d'atteindre les objectifs environnementaux spécifiés au titre de l'article 4 pour les eaux de surface associées, entraîneraient une diminution importante de la qualité écologique ou chimique de ces masses ou occasionneraient des dommages importants aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine.
Conductivité	Les changements de conductivité n'indiquent pas d'invasion d'eau salée ou autre dans la masse d'eau souterraine.

*Illustration 1 : Définition du bon état chimique des masses d'eau souterraine.
Directive cadre sur l'eau 2000/60/CE, annexe V.2.3.2*

Cette définition transposée en droit français à l'article R. 212-12 du code de l'environnement, répond au principe de protection, d'amélioration et de restauration de l'état des masses d'eau souterraine exposé dans l'article 4.1.b.ii de la DCE.

Ce dispositif est complété par la nécessité de prévenir la détérioration de l'état des masses d'eau (DCE, article 4.1.b.i).

1.2.3. Quelles sont les conditions à remplir pour qu'une masse d'eau soit en bon état chimique ?

Conformément aux prescriptions de l'article 17 de la DCE, les critères de définition du bon état chimique des eaux souterraines sont développés dans la directive fille 2006/118/CE. L'article 4.2 de cette dernière précise qu'une « masse d'eau ou un groupe de masse d'eau est considéré comme étant en bon état chimique lorsque :

- a) [...] Les conditions visées au point 2.3.2 de l'annexe V de la directive 2000/60/CE sont respectées ; ou que
- b) Les valeurs correspondant aux normes de qualité des eaux souterraines [...] et aux valeurs seuils pertinentes [...] ne sont dépassées en aucun point de surveillance de cette masse ou de ce groupe de masses d'eau souterraine ; ou que
- c) La valeur correspondant à une norme de qualité des eaux souterraines ou à une valeur seuil est dépassée en un ou plusieurs points de surveillance, mais une enquête appropriée menée conformément à l'annexe III confirme que ;
 - i. [...] les concentrations de polluants dépassant les normes de qualité des eaux souterraines ou les valeurs seuils ne sont pas considérées comme présentant un risque significatif pour l'environnement, compte tenu, le cas échéant, de l'étendue de la masse d'eau souterraine qui est concernée ;
 - ii. les autres conditions énoncées dans le tableau 2.3.2 de l'annexe V de la directive 2000/60/CE pour établir le bon état chimique des eaux souterraines sont réunies [...],
 - iii. il est satisfait aux exigences de l'article 7, paragraphe 3, de la directive 2000/60/CE [...] pour les masses d'eau souterraine identifiées [comme des zones protégées au titre de l'AEP],
 - iv. la capacité de la masse d'eau souterraine [...] à se prêter aux utilisations humaines n'a pas été compromise de manière significative par la pollution. »

Cet article a été transposé en droit français à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008.

1.2.4. Quelle valeur comparer aux normes de qualité ou aux valeurs seuils ?

Le point 2.4.5 de l'annexe V de la DCE précise que : « les résultats des différents points de surveillance dans une masse d'eau souterraine sont réunis pour la masse tout entière ». Pour qu'une masse d'eau soit en bon état, il faut :

- « que la valeur moyenne des résultats de la surveillance à chaque point de la masse ou du groupe de masses d'eau souterraine soit calculée,
- que, conformément à l'article 17, ces valeurs moyennes soient utilisées pour démontrer le respect du bon état chimique des eaux souterraines. »

L'exercice de vérification du non-dépassement des valeurs seuils ou des normes, tel qu'il est demandé par l'article 4.2.b de la GWD et, en droit français, à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008, utilisera donc une moyenne arithmétique des concentrations en chaque point de surveillance.

Il est important de souligner qu'aucune information n'est fournie sur la temporalité des données. Quelle période faut-il considérer ? Comment agréger les données d'une année à l'autre ? Comment prendre en compte la saisonnalité des concentrations ?

Des réponses à ces questions, non traitées par la GWD, sont proposées dans le chapitre 4.

1.2.5. Comment prendre en compte les résultats inférieurs à la limite de quantification (LQ) ?

L'article 5 de la directive de la Commission n° 2009/90/CE du 31 juillet 2009 précisant les spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux, qui concerne toutes les catégories d'eau couvertes par la DCE (eaux de surface, eaux souterraines, eaux marines), est consacré au calcul des valeurs moyennes. Le paragraphe 1 précise ainsi que « lorsque les quantités de mesurandes (1) physico-chimiques ou chimiques dans un échantillon donné sont inférieures à la limite de quantification, les résultats de mesures devront être établis comme la moitié de la valeur de la limite de quantification concernée pour le calcul des valeurs moyennes ».

Plus loin (paragraphe 3), il est écrit que cette règle « ne s'appliquera pas aux mesurandes qui correspondent aux sommes totales de paramètres physico-chimiques donnés, y compris leurs métabolites, et produits de dégradation et réaction pertinents. Dans ces cas, les résultats inférieurs à la limite de quantification des substances individuelles devront être remplacés par zéro ».

1.2.6. Quelles sont les données et les informations à utiliser pour mener « l'enquête appropriée » ?

L'annexe III.2 de la GWD apporte des précisions sur les informations à utiliser pour réaliser l'enquête appropriée. Ces précisions sont en cours d'intégration dans l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008. Il est ainsi demandé aux États membres de tenir compte :

- a) « Des informations recueillies dans le cadre de la caractérisation effectuée en vertu de l'article 5 » et de l'annexe II de la DCE (*i.e.* caractérisation initiale, caractérisation détaillée et révision de l'incidence),
- b) « Des résultats obtenus par le réseau de surveillance des eaux souterraines conformément à l'annexe V, point 2.4 » de la DCE (*i.e.* réseau de contrôle de surveillance RCS et de contrôle opérationnel RCO) et,
- c) « De toute autre information pertinente, y compris une comparaison de la moyenne arithmétique annuelle de la concentration des polluants concernés à un point de surveillance avec les normes de qualité des eaux souterraines [...] et les valeurs seuils fixées par les États membres ».

Autrement dit, les données à utiliser lors de l'enquête appropriée sont non seulement celles fournies par le RCS et le RCO, mais également toutes les autres données de surveillance disponibles sur la masse d'eau (autres réseaux de surveillance comme le contrôle sanitaire, les réseaux régionaux, etc.).

Il est également intéressant de noter que l'analyse de risque effectuée lors de la caractérisation de la masse d'eau pourra être utilisée. Cet aspect sera particulièrement important dans les zones dépourvues de point de surveillance.

1.2.7. Quels sont les critères à prendre en compte pour les points i) et iv) de l'enquête appropriée ? Comment vérifier notamment que le risque de dépassement n'est pas « significatif » tout comme l'atteinte aux usages humains ?

(1) Grandeur que l'on veut mesurer.

L'annexe III.3 de la GWD apporte des précisions sur les points *i)* et *iv)* de l'enquête appropriée et fournit aux États membres des recommandations pour évaluer si le risque ou l'atteinte est significatif. Il leur est ainsi demandé de procéder « lorsque cela est justifié et nécessaire, et sur la base d'agrégations appropriées des résultats de la surveillance, étayées au besoin par des estimations de concentrations fondées sur un modèle conceptuel de la masse d'eau ou du groupe de masses d'eau souterraine, à une estimation de l'étendue de la masse d'eau souterraine pour laquelle la moyenne arithmétique annuelle de la concentration d'un polluant est supérieure à une norme de qualité des eaux souterraines ou à une valeur seuil ». Ces précisions sont en cours d'intégration dans l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008.

Une fois un dépassement observé, il est donc nécessaire de le « spatialiser » et d'évaluer la proportion de la masse d'eau concernée par ce dépassement.

Par « atteinte aux usages humains », on entendra ici tous les usages (industriel, agriculture...) sauf la production d'eau potable, celle-ci étant traitée par le point *iii)* de l'enquête appropriée.

1.2.8. Quels sont les critères à prendre en compte pour le point *ii)* de l'enquête appropriée (respect du bon état chimique/écologique des cours d'eau et des écosystèmes) ?

D'après l'annexe III.4 de la GWD, « les États membres procèdent, lorsque cela est justifié et nécessaire, et sur la base des résultats de surveillance pertinents ainsi que d'un modèle conceptuel approprié de la masse d'eau souterraine, à une évaluation :

- a) Des conséquences des polluants sur la masse d'eau souterraine ;
- b) Des quantités et concentrations des polluants qui sont ou seront probablement transférés d'une masse d'eau souterraine vers les eaux de surface associées ou les écosystèmes terrestres directement dépendants ;
- c) De l'impact probable des quantités et des concentrations de polluants transférés vers les eaux de surface associées et les écosystèmes terrestres directement dépendants ;
- d) De l'ampleur de toute intrusion d'eau salée ou autre dans la masse d'eau souterraine ; et
- e) Du risque que représentent les polluants qui se trouvent dans la masse d'eau souterraine pour la qualité de l'eau extraite, ou qu'il est prévu d'extraire, de la masse d'eau souterraine en vue de la consommation humaine ».

Cette liste, qui représente les informations à rassembler pour mener à bien l'enquête appropriée, est en cours d'intégration dans l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 et détaillée dans la procédure exposée dans le chapitre 4 du présent guide.

Toutefois, la GWD explique clairement que ces évaluations ne sont à mener que « lorsque cela est justifié et nécessaire ». Si, par exemple, aucun lien significatif entre une masse d'eau souterraine et un cours d'eau n'est reconnu, alors il est inutile de rassembler des informations sur le flux de polluants qui transfère de la nappe vers la rivière. S'il est de même avéré qu'une intrusion salée dans une masse d'eau souterraine est naturelle, alors il est inutile d'en caractériser l'ampleur exacte.

1.2.9. Quels sont les critères à prendre en compte pour le point *iii)* de l'enquête appropriée (respect de l'usage AEP) ?

Par rapport à l'AEP, l'exigence de la GWD est le respect de l'article 7, paragraphe 3, de la directive 2000/60/CE. Pour mémoire cet article de la DCE demande que « les États membres assurent la protection nécessaire pour les masses d'eau recensées [comme zone protégée] afin de prévenir la détérioration de leur qualité de manière à réduire le degré de traitement de purification nécessaire à la production d'eau potable », exigence reprise au 5^o du IV de l'article L. 212-1 du code de l'environnement.

Les points clés de l'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau souterraine sont donc :

- l'absence d'une tendance à la hausse d'un polluant dans les captages AEP,
- des traitements de l'eau avant distribution qui, depuis la mise en œuvre de la DCE, n'augmentent pas.

Nous reviendrons plus en détail sur les données qui peuvent être exploitées ici dans le paragraphe 4.3.5.

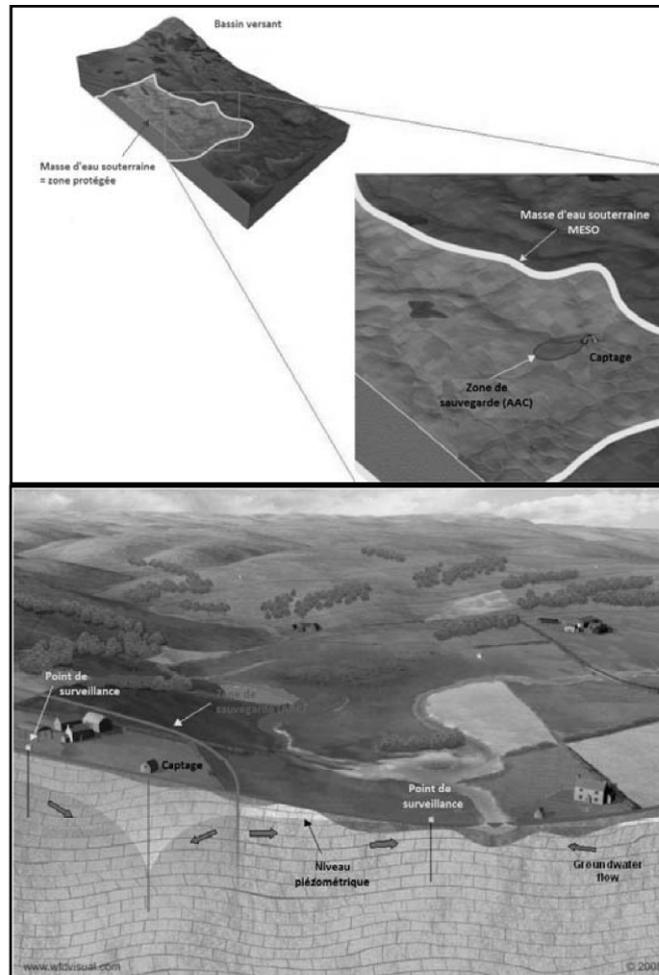


Illustration 1 : Relations potentielles entre une zone protégée pour l'AEP et une zone de sauvegarde.
d'après European Commission (2007b).

**Dans le cas où l'enquête appropriée montre que la masse d'eau est en bon état,
quelles sont les mesures à prendre ?**

Si jamais, malgré le dépassement des normes ou des valeurs seuils observé en un ou plusieurs points de la masse d'eau, l'enquête appropriée montre que celle-ci est en bon état, alors il est demandé de « prendre les mesures nécessaires pour protéger, sur la partie de la masse d'eau souterraine représentée par [le ou les points en dépassement] les écosystèmes terrestres et l'utilisation par l'homme des eaux souterraines » (GWD, Article 4.5).

Autrement dit, le programme de mesures doit également porter sur les points en mauvais état observés dans des masses d'eau en bon état.

2. Principes généraux – Définitions

Ce chapitre présente les concepts qui accompagnent la procédure d'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau souterraine.

2.1. « Modèles conceptuels »

Le concept de modèle conceptuel est un concept que l'on retrouve dans tous les guides européens et qui n'est encore que peu ou pas développé en France. Il a pourtant l'avantage par le travail de conceptualisation qu'il nécessite de permettre :

- de récapituler toutes les informations disponibles sur une masse d'eau ;
- d'identifier facilement celles qui manquent et par conséquent les actions à engager ;
- de capitaliser et pérenniser les connaissances des experts sur les masses d'eau ;
- de suivre les évolutions des connaissances dans le temps.

Son degré de complexité est proportionnel aux connaissances et aux enjeux sur les masses d'eau et peut évaluer dans le temps. Il est donc recommandé dans la mesure de possible de mettre en place un modèle conceptuel pour un maximum de masses d'eau.

2.1.1. Définition

Les concepts suivants sont issus du groupe européen C « Groundwater » dont un des sous-groupes a rédigé le document guide n° 26 sur l'évaluation du risque et l'utilisation des modèles conceptuels (European Commission, 2010).

Les modèles conceptuels sont avant tout un moyen de décrire (et parfois de quantifier) les caractéristiques, les processus et les interactions des différents compartiments d'un hydrosystème. Appliqués aux eaux souterraines, les modèles conceptuels rassemblent les connaissances que l'on a du milieu souterrain et qui en permettent une bonne compréhension (caractéristiques géologiques, propriétés hydrodynamiques, direction des flux d'eau souterraine, processus hydrobiologiques et hydrogéochimiques, activités anthropiques, etc.). Un des principaux objectifs est de décrire de manière simple la relation entre la qualité de l'eau souterraine/la ressource, les conditions locales/propriétés du milieu et les impacts/sources de pollutions des activités anthropiques.

Le degré de détail du modèle conceptuel dépendra des informations disponibles mais aussi des questions ou problèmes posés. Le modèle conceptuel évolue d'une approche simplifiée vers une description complexe de la masse d'eau au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles connaissances. Peu importe le degré de complexité, même à partir d'une version très simple, on peut déjà identifier globalement quel type d'impacts les activités anthropiques pourraient occasionner sur la ressource (pollution, influence de captage).

2.1.2. Utilisation des modèles conceptuels « eaux souterraines » dans le cadre de la DCE

L'utilisation d'un modèle conceptuel est une étape clé de la gestion des eaux souterraines. À plusieurs reprises, la DCE et sa directive fille sur les eaux souterraines recommandent d'utiliser un modèle conceptuel de la masse d'eau. C'est en particulier le cas pour les étapes suivantes :

- caractérisation des masses d'eau et évaluation du risque de non atteinte du bon état ;
- élaboration des réseaux de surveillance de l'état chimique et quantitatif des masses d'eau souterraine ;
- mise en place du programme de mesures ;
- évaluation de l'état chimique et quantitatif des masses d'eau souterraine. Pour l'état chimique, la directive fille 2006/118/CE mentionne explicitement la nécessité d'utiliser un modèle conceptuel pour la réalisation de l'enquête appropriée. En effet dans le cadre du test « état général de la masse d'eau », les États membres procèdent « sur la base d'agrégations appropriées des résultats de la surveillance, étayées au besoin par des estimations de concentrations fondées sur un modèle conceptuel de la masse d'eau ou du groupe de masses d'eau souterraine, à une estimation de l'étendue de la masse d'eau souterraine pour laquelle la moyenne arithmétique annuelle de la concentration d'un polluant est supérieure à une norme de qualité des eaux souterraines ou à une valeur seuil » (annexe III.3 qui va être reprise dans l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008).

L'illustration 3 résume le rôle des modèles conceptuels dans la gestion des eaux souterraines.

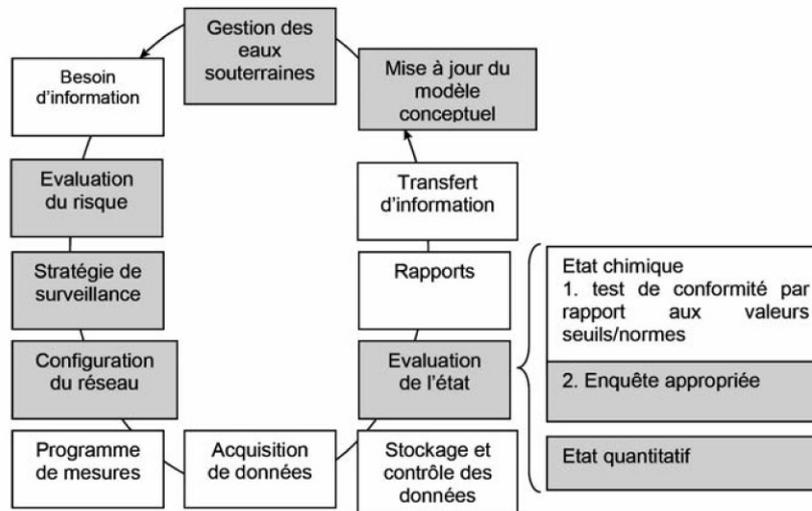


Illustration 3 : Rôle des modèles conceptuels dans la gestion des eaux souterraines (en bleu/gris les étapes clés où l'utilisation de modèles conceptuels est utile voire indispensable). D'après European Commission, 2010.

À titre d'illustration également, le schéma suivant (Illustration 4) développe comment le modèle conceptuel d'une masse d'eau peut être utilisé lors de la définition du programme de surveillance (MEDD, 2003 d'après European Commission, 2003).

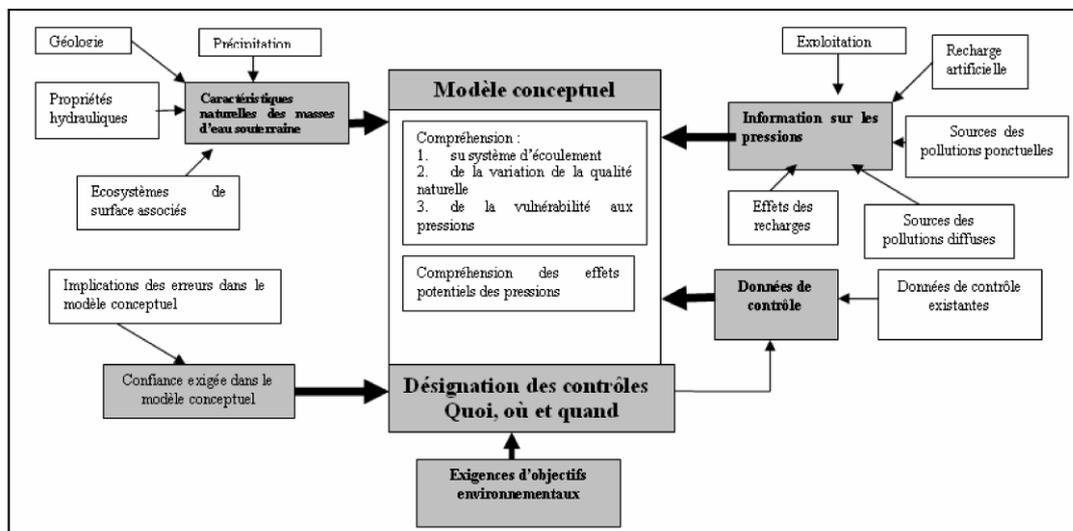


Illustration 4 : Exemple d'utilisation d'un modèle conceptuel dans le cadre de la mise en place des réseaux de surveillance (MEDD, 2003 d'après European Commission, 2003).

2.2. « Invasion salée ou autre »

Ni la DCE, ni sa directive fille sur les eaux souterraines ne donne de précision sur la définition d'une « invasion salée ou autre ». Le guide européen sur le bon état chimique (European Commission, 2009) propose en revanche une définition, ou plus précisément, une liste des différents types d'« invasion salée ou autre ». On distinguera ainsi 5 situations différentes : l'intrusion saline d'origine marine, la remontée d'eau connée, la drainance ascendante des niveaux profonds salinifères, la drainance depuis une masse d'eau adjacente contaminée et l'intrusion d'eau se surface en état médiocre.

2.3. *Écosystèmes terrestres associés*

Le guide européen (European Commission, 2009) précise que les « écosystèmes terrestres associés » à prendre en compte lors de l'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau souterraine sont :

- les sites Natura 2000 (regroupant les ZPS et les ZSC instaurées respectivement par la directive Oiseaux 79/409/CEE et la directive Habitats 92/43/CEE) en connexion directe avec les eaux souterraines ;
- tout autre écosystème terrestre associé aux eaux souterraines dont la valeur écologique et socio-économique est suffisante dont la dégradation par la nappe serait considérée comme significative. En France, on intégrera ici tout autre zonage destiné à protéger les zones humides (sites convention de Ramsar, zones humides d'importance majeure, etc.).

Comme cela est expliqué par la suite, la procédure d'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines s'intéresse en priorité aux zones humides Natura 2000 en relation avec les eaux souterraines.

2.4. *Niveau de confiance de l'évaluation*

Si la DCE et la GWD demandent que des niveaux de confiance soient respectivement associés aux réseaux de surveillance et à l'évaluation des tendances à la hausse, il n'en est rien pour l'évaluation du bon état chimique. Aucune information de ce type n'est requise.

Malgré l'absence d'exigence réglementaire, il est proposé d'associer à chaque résultat un niveau de confiance. Cette recommandation est soutenue par le guide européen (European Commission, 2009a). Compte tenu de la variabilité des informations disponibles pour l'évaluation, chaque bassin adoptera l'approche qui lui convient le mieux pour apprécier ce niveau de confiance.

D'après le guide européen (European Commission, 2009a), l'estimation du niveau de confiance peut prendre en compte les incertitudes analytiques, les incertitudes liées à la représentativité des réseaux de surveillance ainsi que les incertitudes dues aux variations des concentrations. À toutes fins utiles, des critères sont toutefois proposés pour estimer les niveaux de confiance pour chaque test de l'enquête appropriée (cf. chapitre V), pour ensuite donner un niveau de confiance globale de l'évaluation de l'état chimique de la masse d'eau. L'évaluation sera ainsi déclinée en 3 niveaux de confiance : 3 (élevé), 2 (moyen) et 1 (faible) à l'image des 3 niveaux de confiance distingués pour l'évaluation de l'état écologique et chimique des masses d'eau de surface (arrêté du 25 janvier 2010, annexe 11).

3. Procédure pour la définition des valeurs seuils

3.1. *Introduction*

Sur la base des discussions du groupe « DCE – eaux souterraines », des travaux européens (European Commission, 2009) et des exigences de la DCE présentée dans le paragraphe 1.1 (et notamment de l'annexe II de la GWD), une procédure générale pour évaluer les valeurs seuils de bon état chimique des masses d'eau souterraine est proposée.

Une lecture stricte de la GWD exigerait que la procédure suivante ne s'applique qu'aux masses d'eau à risque c'est-à-dire à celles identifiées en 2013 (état des lieux) comme risquant de ne pas atteindre ses objectifs environnementaux à échéance 2021 (mises à jour ultérieurement en fonction des nouvelles connaissances acquises).

L'évaluation du risque et sa révision nécessite cependant que des valeurs seuils soient disponibles. Il est donc proposé de simplifier la procédure en appliquant à toutes les masses d'eau des valeurs seuils nationales par défaut. Lorsque cela sera nécessaire (notamment pour garantir la non-dégradation des cours d'eau ou des zones humides associées aux eaux souterraines ou pour tenir compte de l'existence de fonds géochimiques élevés), ces valeurs seuils seront adaptées par chaque district hydrographique à l'échelle la plus appropriée (district ou masse d'eau).

Le paragraphe suivant développe les procédures à appliquer lorsqu'une adaptation de la valeur seuil nationale est nécessaire. Les valeurs seuils nationales par défaut sont abordées dans le chapitre 3.3.

3.2. *Procédure générale*

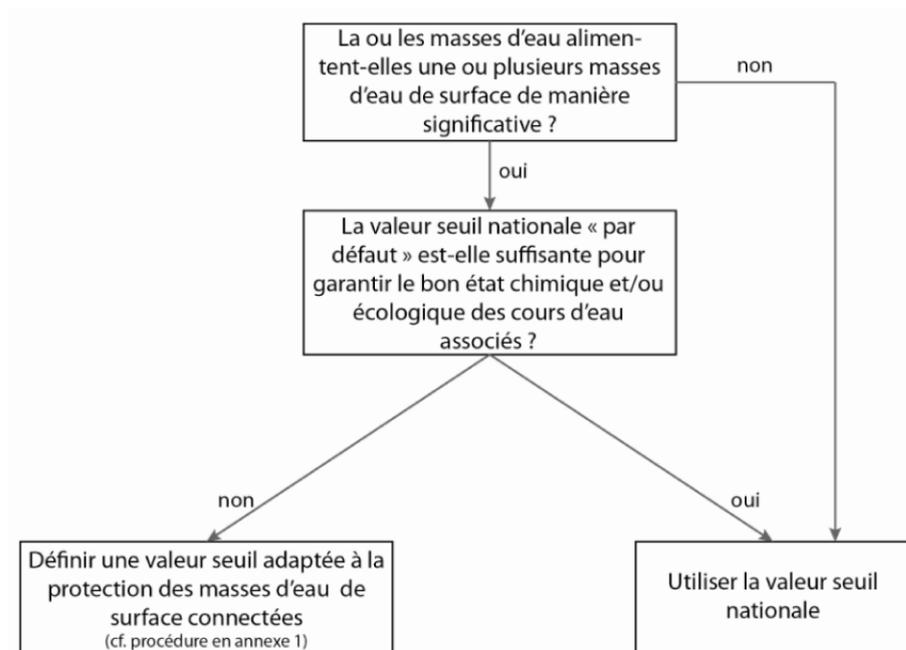
Pour chaque masse d'eau et chaque paramètre, il est demandé d'examiner dans quelle mesure la valeur seuil nationale par défaut doit être modifiée pour tenir compte :

- des relations avec les cours d'eau d'une part ;
- de l'existence de fonds géochimiques élevés s'ajoutant à une pression d'autre part.

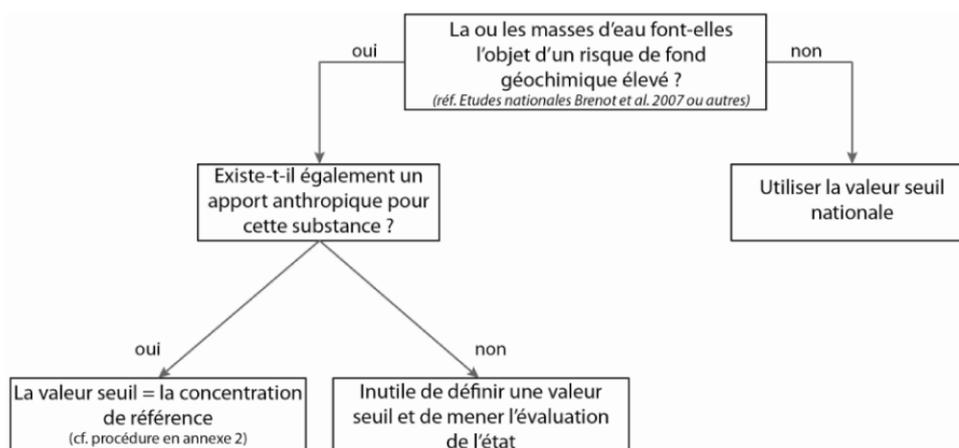
Remarque : pour tous les paramètres dont la présence, même en concentrations élevées c'est-à-dire supérieures aux valeurs seuils nationales par défaut, est entièrement naturelle, il est inutile de définir une valeur seuil ni de procéder à une évaluation détaillée de l'état chimique.

Pour chaque paramètre et pour chaque masse d'eau ou groupe de masses d'eau, la démarche à suivre peut se résumer ainsi :

Protection de l'état écologique/chimique des cours d'eau



Prise en compte des fonds géochimiques



La concentration de référence est explicitement décrite dans l'annexe III : il s'agit du percentile 90 des données les plus représentatives d'un état non influencé.

Combinaison des valeurs seuils

Pour les masses d'eau concernées par ces deux situations :

- si la concentration de référence est supérieure à la valeur seuil définie pour protéger les cours d'eau alors la valeur seuil finale = la concentration de référence ;
- si la concentration de référence est inférieure à la valeur seuil définie pour protéger les cours d'eau alors la valeur seuil finale = la valeur seuil « cours d'eau ».

France : normes de qualité pour l'eau potable (eaux brutes, arrêté du 11 janvier 2007) et arrêté du 17 décembre 2008 en particulier. Pour les substances ne disposant pas de norme, ni dans la réglementation française, ni dans la réglementation européenne, les valeurs guides proposées par l'OMS sont utilisées.

Ces valeurs seuils nationales sont principalement basées sur des normes AEP, les aspects « écotoxicité » nécessitant d'être traités au cas par cas comme cela est évoqué dans le paragraphe précédent. Les normes de qualité environnementale (NQE) fixées pour les cours d'eau par la directive 2008/105/CE (transposées dans l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement) sont en effet parfois trop contraignantes pour être appliquées systématiquement aux eaux souterraines sans que la présence et le transfert du polluant de la nappe vers le cours d'eau ne soit étudiés en détail (cas par exemple de l'endosulfan dont la NQE est fixée à 0,005 µg/L pour les concentrations moyennes).

3.4. Rapportage

La procédure évoquée précédemment vise principalement à guider les districts dans leur évaluation du risque de non-atteinte du bon état et dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine. Il apparaît nécessaire de distinguer ce travail et ce qui doit être réellement rapporté à la Commission européenne. À la lecture de la DCE et de la GWD, toutes les valeurs seuils nationales « par défaut » n'ont pas vocation à être rapportées ni les valeurs seuils définies pour les paramètres de la liste minimale de l'annexe II de la GWD. Pour ces derniers paramètres, les districts devront seulement être en mesure de justifier, le cas échéant, qu'ils ne sont pas à risque (origine liée à un fond géochimique, par exemple). D'une manière générale, seules les valeurs seuils utilisées pour les paramètres causes de risque devront être rapportés lors des différentes échéances. Ces paramètres devront également figurer dans l'arrêté du préfet coordonnateur de bassin.

4. Procédure d'évaluation du bon état chimique d'une masse d'eau souterraine

4.1. Procédure générale

L'annexe III.1 de la directive sur les eaux souterraines précise que la procédure suivante ne s'appliquera qu'aux masses d'eau à risque, c'est-à-dire à celles identifiées en 2013 comme risquant de ne pas atteindre les objectifs environnementaux en 2021 en considérant les mises à jour nécessaires au regard des données acquises.

Cependant, afin de simplifier la procédure et d'éviter toute erreur liée à une évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) insuffisante, la procédure suivante s'applique à toutes les masses d'eau, quel que soit leur état et leur classement en RNAOE.

Pour qualifier l'état chimique d'une masse d'eau souterraine, il est proposé, pour chaque masse d'eau à risque et chaque paramètre (ou somme de paramètres), de procéder selon les 2 étapes résumées dans l'illustration 5 :

- étape 1 : vérifier si les points des réseaux de surveillance (RCS/RCO et autres) présentent des dépassements de la valeur seuil ou de la norme. Si aucun dépassement n'est observé alors la masse d'eau est en bon état. Si un dépassement est observé sur un ou plusieurs points de surveillance (pour plus de précisions sur les modalités techniques de cette étape, se reporter au paragraphe 4.2), on passe à l'étape 2 « l'enquête appropriée ».
- étape 2 : « l'enquête appropriée » implique la mise en œuvre d'une série de « tests » qui permettront de vérifier si l'état de la masse d'eau doit réellement être considéré comme médiocre. Ces tests sont développés dans le paragraphe 4.3.

4.2. Étape 1 : calcul de la moyenne par point

Pour chaque paramètre et chaque point, le calcul de la moyenne des moyennes annuelles (Mma) à comparer aux valeurs seuils ou aux normes de qualité se fera ainsi :

1. Prendre tous les résultats issus des réseaux de surveillance (contrôle de surveillance, contrôle opérationnel et autres) sur la période considérée (cf. remarque d ci-dessous pour plus de précisions),
2. Pour chacune des années de contrôle et en chaque point, calculer la moyenne annuelle des concentrations (y compris si le nombre de données disponibles d'une année à l'autre est différent) (cf. remarque c) ci-après).
3. Faire la moyenne des moyennes annuelles (Mma).

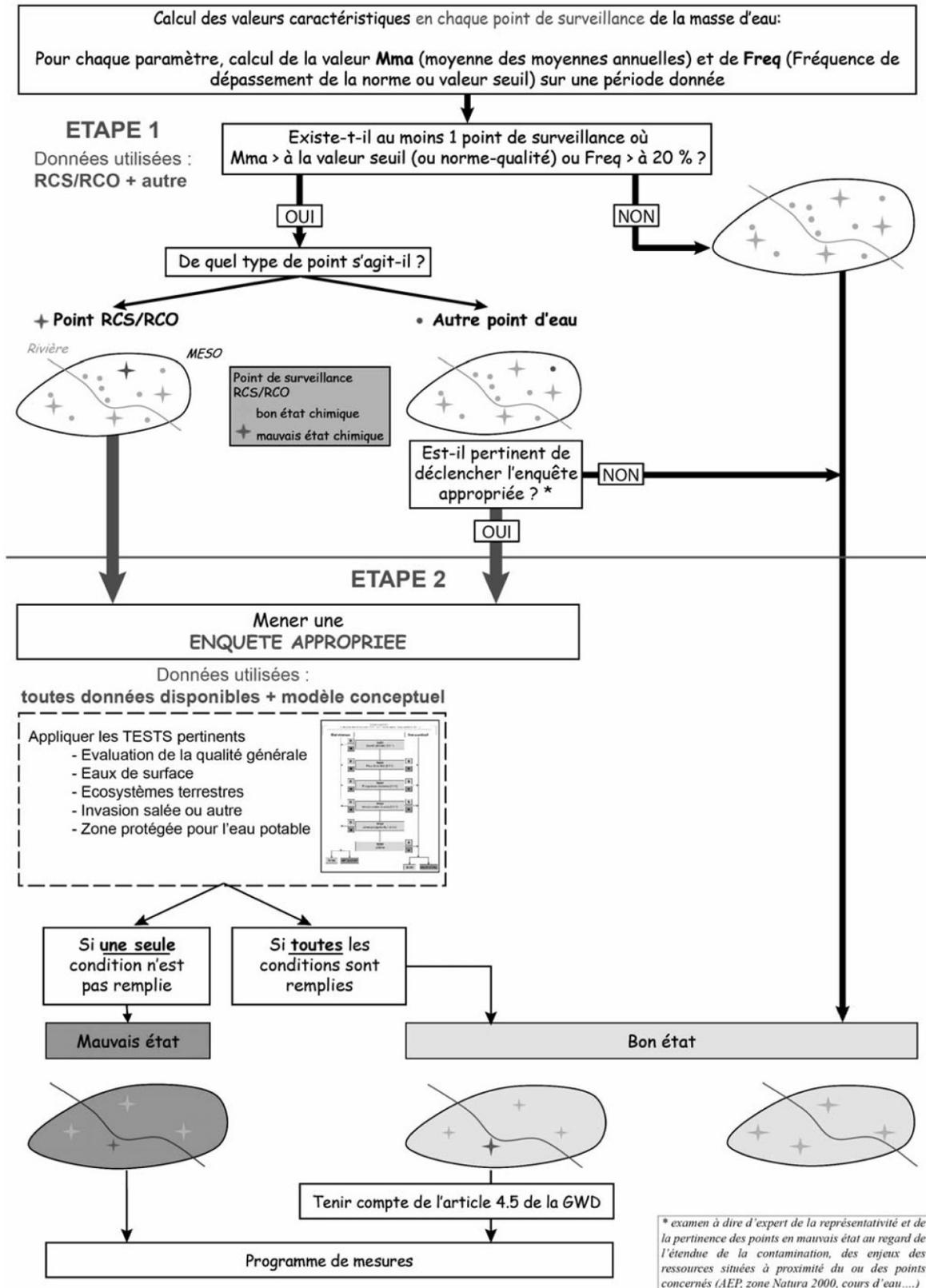


Illustration 5 : Procédure générale pour l'évaluation du bon état chimique d'une masse d'eau souterraine

4. Avec les données ainsi collectées, on qualifie individuellement l'état chimique de chaque point d'eau disposant de données pour le paramètre considéré tel que :

Un point d'eau est en bon état chimique si :

- Mma ne dépasse pas la valeur seuil (ou norme) du paramètre étudié ;
- et si, la fréquence de dépassement de la norme ou valeur seuil (Freq) n'excède pas 20 % (les chroniques doivent compter au moins 5 valeurs sinon on ne pourra pas appliquer ce critère de 20 %).

Si une de ces deux conditions n'est pas respectée, alors le point d'eau est déclaré en mauvais état chimique.

5. Si tous les points d'eau sont en bon état chimique individuellement, alors la masse d'eau est déclarée en bon état chimique pour le paramètre étudié. Si un ou plusieurs points d'eau sont déclarés en mauvais état chimique, alors on identifie le réseau d'appartenance des points d'eau en mauvais état.

Si au moins un point d'eau en mauvais état appartient au réseau RCS ou RCO, alors on passe à l'étape 2 « l'enquête appropriée ».

Si les points d'eau en mauvais état n'appartiennent pas au réseau RCS ou RCO, on s'interroge sur la pertinence de ce « mauvais état chimique » : quelle est la qualité des données permettant d'aboutir à ce résultat ? Quelle est la qualité des analyses (limite de détection et de quantification) ? La fréquence d'analyse est-elle suffisante pour que la Mma soit représentative ? S'agit-il d'une pollution diffuse ? La pollution est-elle localisée ? S'agit-il d'un ou plusieurs points d'eau ? Sont-ils localisés ou dispersés à l'échelle de la masse d'eau ? Peut-on identifier l'origine de cette pollution (ICPE/STEP) ? Etc. Un examen à dire d'expert de la représentativité et de la pertinence des points en mauvais état au regard de l'étendue de la contamination, des enjeux des ressources situées à proximité du ou des points concernés (AEP, zone Natura 2000, cours d'eau, etc.) permettra de dire s'il est pertinent ou non de déclencher l'enquête appropriée. Si oui, alors on passe à l'étape 2, dans le cas contraire, la masse d'eau est déclarée en bon état chimique pour le paramètre étudié.

Remarques :

- a) Au cours de l'étape 1, l'ensemble des données des réseaux de surveillance (RCS/RCO ou autres) est pris en compte à l'exception des points d'eau du réseau DRIRE (= DREAL). En effet, les données issues de ces réseaux sont écartées car elles font référence à des sites d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Il s'agit alors de pollution localisée non représentative de l'ensemble de la masse d'eau. Elles ne permettent pas de « fournir une image cohérente et globale de l'état chimique des eaux souterraines » et ni de « fournir des données de contrôles représentatives » (article 4, directive 2006/118/CE). Cependant, une fois le constat d'une pollution établie, ces données pourront être utilisées, au cours de l'enquête appropriée, pour déterminer l'origine éventuelle d'un polluant.
- b) Si sur les points du RCS et du RCO des analyses complémentaires sont effectuées par d'autres maîtres d'ouvrage, celles-ci peuvent être prises en compte pour le calcul dès lors que les données sont fiables. Lorsque les préconisations de l'arrêté « agrément » du 27 octobre 2011 transposant la directive 2009/90/CE sur l'assurance qualité seront opérationnelles dans les cahiers des charges des agences, les critères de qualité qui y sont définis pourront être utilisés pour estimer la fiabilité des données acquises par d'autres maîtres d'ouvrage (1). Cette remarque est également valable pour l'étape 2 lorsque d'autres points avec des données acquises par d'autres maîtres d'ouvrage seront exploités.
- c) L'objectif de l'étape 1 est d'identifier les anomalies dans la qualité des eaux souterraines. Pour cette raison, il n'y a pas de restriction minimum quant au nombre de données nécessaires au calcul de la moyenne des moyennes annuelles. Cependant, compte tenu du fait qu'une moyenne n'est pas représentative de la même manière lorsqu'elle est calculée à partir d'une ou plusieurs valeurs annuelles, un indice de confiance sera estimé (cf. paragraphe 5) pour permettre de comparer cet estimateur d'un point à un autre, plus particulièrement pour comparer le réseau RCS/RCO respectant une fréquence d'échantillonnage bien défini (arrêté du 25 janvier 2010) et les autres réseaux de surveillance.
- d) La période de référence pour l'évaluation de l'état des masses d'eau au titre de la DCE est de six ans (durée d'un programme de surveillance). Pour le premier plan de gestion, les données disponibles ne permettent pas toujours de disposer de ces six années. Les réseaux de suivi de l'état chimique des eaux souterraines (RCS et RCO) ne sont en place que depuis 2007 et 2008 respectivement. De ce fait, pour le prochain état des lieux (2013), compte tenu des délais d'analyse des échantillons, de récupération, de validation et d'exploitation des résultats analytiques, l'évaluation portera sur une période commune à tous : 2007-2010. Pour les réseaux mis en place en 2008, à l'exemple de la Guadeloupe et les réseaux RCO, la période de référence

sera 2008-2010. Pour le prochain rapportage communautaire (2016), l'évaluation portera sur l'ensemble des données issues du contrôle de surveillance et du contrôle opérationnel sur la période 2007-2012 (premier cycle du programme de surveillance).

- e) Au cours de l'étape 2, l'exploitation des données existantes hors données acquises dans le cadre du RCS et du RCO nécessite un tri préalable des données. Il conviendra en particulier de vérifier que les données utilisées sont bien représentatives de la qualité générale de la masse d'eau (attention particulière à donner aux captages AEP qui pourraient bénéficier d'une protection particulière ou des données issues de la surveillance des ICSP. On vérifiera dans ce dernier cas que les données exploitées n'ont pas qu'une représentativité très locale).
- f) Pour les micropolluants dont les résultats sont inférieurs à la limite de quantification (LQ), la valeur retenue pour le calcul de la moyenne sera $LQ/2$ sauf pour les sommes de paramètres (directive de la Commission européenne 2009/90/CE). Si sur un point et pour un même paramètre, plusieurs LQ existent dans la série temporelle, la LQ à retenir est celle de chaque échantillon.
- g) Les résultats pour lesquels la LQ est supérieure à la valeur seuil ou à la norme seront exclus du calcul de la moyenne.
- h) Pour les micropolluants dont les résultats sont inférieurs à la limite de quantification (LQ), l'estimateur de la moyenne des moyennes annuelles n'est pas satisfaisant car l'effet d'une contamination est lissé dans le temps et dans l'espace et donc sous-estimé. Le paramètre de fréquence de dépassement (Freq) permet de répondre à ce problème et a été introduit pour les points d'eau dont la moyenne des moyennes annuelles ne dépasse pas la norme. Il s'agit donc de vérifier que la proportion des concentrations mesurées au-dessus de la norme ne dépasse 20 %, si tel est le cas l'enquête appropriée pourra être déclenchée. Même si cet estimateur a été introduit pour les micropolluants, il est appliqué à tous les paramètres.
- i) Pour le calcul du « total pesticides » et des autres sommes de paramètres, remplacer les résultats inférieurs à la LQ par zéro pour le calcul de la somme. Dans le cas d'une somme de paramètres où tous les résultats sont inférieurs à la LQ alors le résultat affecté au point pour cette somme est « $<LQ_{max}$ » où LQ_{max} est la plus haute LQ de la série.

Le tableau (Illustration 6) suivant donne un exemple de calcul de la valeur moyenne à comparer à la valeur seuil (exemple fictif pour les paramètres nitrates et pesticides).

Date de prélèvement	Paramètre	Résultat	Unité
03/03/2007	nitrates	60	mg/L
	atrazine	<0.02	µg/L
10/06/2007	nitrates	51	mg/L
	atrazine	0.08	µg/L
30/09/2007	nitrates	47	mg/L
	atrazine	0.12	µg/L
04/12/2007	nitrates	52	mg/L
	atrazine	0.05	µg/L
05/03/2008	nitrates	55	mg/L
	atrazine	<0.02	µg/L
18/09/2008	nitrates	46	mg/L
	atrazine	0.08	µg/L
23/03/2009	nitrates	55	mg/L
	atrazine	0.03	µg/L
28/09/2009	nitrates	49	mg/L
	atrazine	0.09	µg/L

← DONNEES BRUTES

CALCULS DES VALEURS MOYENNES
↓

	Moyennes annuelles		Moyenne finale à comparer à la norme ou à la valeur seuil
Nitrates	2007	$= (60+51+47+52)/4=52.5$	51.7
	2008	$= (55+46)/2=50.5$	
	2009	$= (55+49)/2=52$	
Atrazine	2007	$= (0.02/2+0.08+0.12+0.05)/4=0.065$	0.0566
	2008	$= (0.02/2+0.08)/2=0.045$	
	2009	$= (0.03+0.09)/2=0.06$	

Illustration 6 : Exemple de calcul de la valeur moyenne à comparer à la valeur seuil ou à la norme. Exemples fictifs

4.3. Étape 2 : tests de classification pour l'enquête appropriée

L'enquête appropriée consiste à étudier en détail si les conditions qui définissent le bon état chimique d'une masse d'eau souterraine sont remplies. Elle s'applique à toute la masse d'eau. Pour faciliter cette étape, conformément aux prescriptions du guide européen n° 18, une série de tests est proposée. Chaque test correspond à une condition.

Seuls les tests « pertinents » c'est-à-dire correspondant à un risque identifié doivent être menés. Si, par exemple, une masse d'eau ne présente aucun risque d'invasion salée ou autre, il est inutile d'appliquer ce test.

L'illustration suivante (Illustration 7) donne un aperçu de ces tests. À l'issue de chacun, l'état de la masse d'eau sera considéré comme « bon » ou « médiocre » pour ce test. Si pour au moins un test la masse d'eau est en état médiocre alors l'ensemble de la masse d'eau est classé en état chimique médiocre.

Comme le souligne cette illustration extraite du guide européen, les tests « intrusion salée ou autre », « eaux de surface » et « écosystèmes terrestres dépendants » concernent également l'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau. Pour ces deux derniers tests les objectifs sont en effet communs : faire en sorte que les polluants présents dans une masse d'eau souterraine et que les prélèvements dans la nappe ne soient pas responsables d'un mauvais état chimique et/ou écolo-

gique pour les eaux de surfaces ou les écosystèmes terrestres associés. Dans le cas des intrusions salées ou autre, des prélèvements excessifs sont le plus souvent à l'origine de tels phénomènes. C'est pourquoi il est recommandé de mener les deux évaluations de front pour ce test.

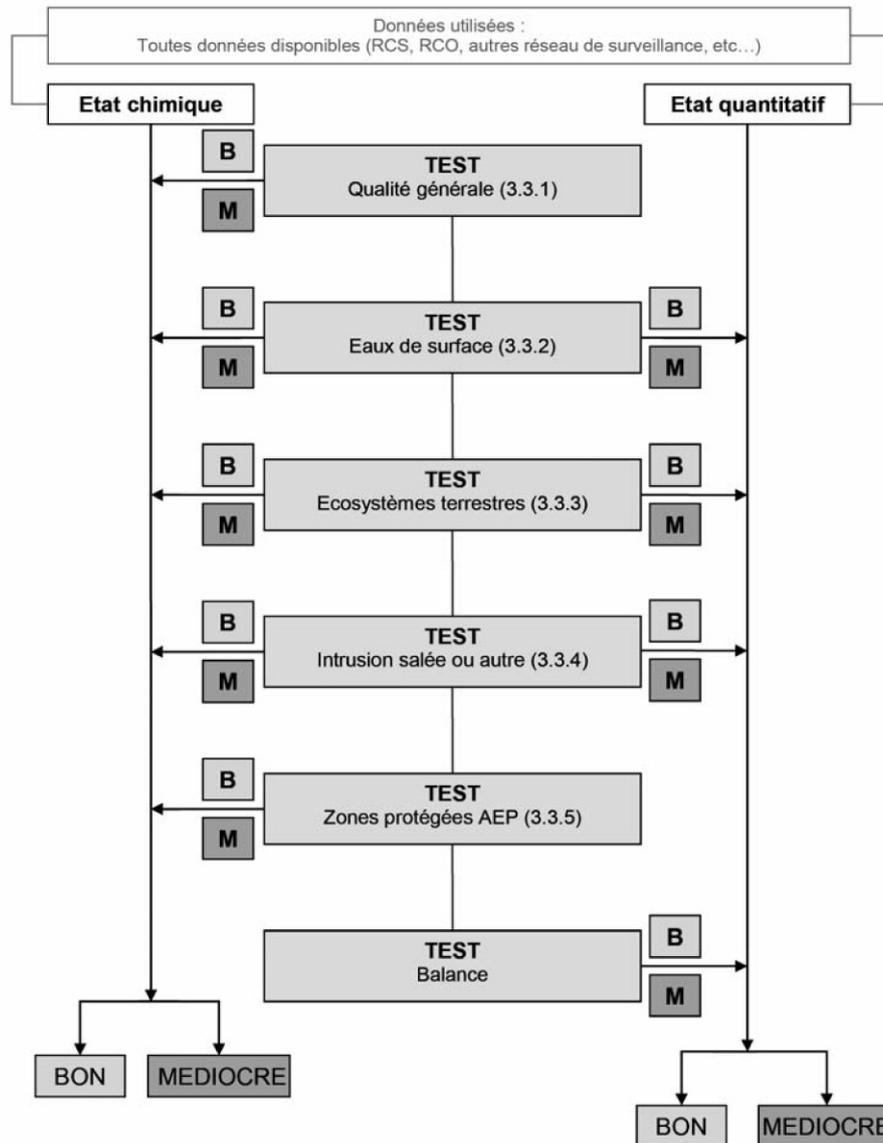


Illustration 7 : Tests de classification de l'enquête appropriée

4.3.1. Test : évaluation générale de l'état chimique de la masse d'eau dans son ensemble

Ce test traduit les objectifs fixés par la GWD article 4.2.c et par son annexe III.3 repris à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 (point 1 notamment). Il vise à évaluer les risques environnementaux pour la masse d'eau dans son ensemble.

Les données à utiliser sont celles fournies par le RCS et le RCO mais également toutes les autres données de surveillance disponibles et valides sur la masse d'eau.

Une démarche en deux étapes est proposée (Illustration 8). Elle s'applique individuellement à chaque paramètre (ou somme de paramètres).

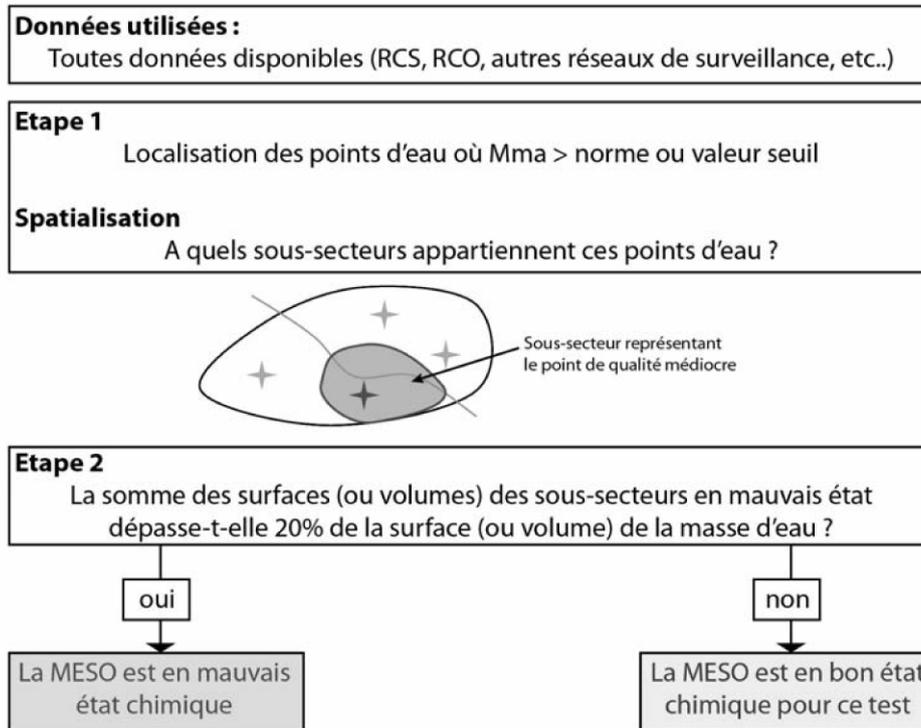


Illustration 8 : Test qualité générale de la masse d'eau consiste à évaluer la proportion de la masse d'eau en bon état. Il permet de déterminer le bon état ou non de la masse d'eau pour ce test.

Étape 1 : Identification de la surface (ou volume) que représente la pollution observée (pollution au sens de dépassement d'une valeur seuil ou d'une norme de qualité).

Il convient pour cela :

- d'identifier les points du réseau en état médiocre. On utilisera les points RCS et RCO en premier, si aucun de ces points n'est déclaré en état médiocre, on prendra soin de vérifier que les autres points de surveillance disponible sur la masse d'eau le sont aussi ;
- de définir l'aire de représentativité du ou des sites de surveillance pour tous les points déclarés en état médiocre (réseau RCS, RCO et autres) ;
- de faire la somme des surfaces des aires de représentativité dont les points sont en état médiocre.

Compte tenu de la diversité des masses d'eau et de la variabilité des niveaux de connaissance, il est difficile de donner des méthodes communes de sectorisation (définition des aires de représentativité) des sites. Comme le souligne le guide européen, cet exercice devra tenir compte du modèle conceptuel de la masse d'eau quand il existe. Il s'agira ainsi d'identifier les secteurs de la masse d'eau « homogènes » en termes de comportement hydrodynamique, de pressions et de qualité naturelle.

Étape 2 : Classification de la masse d'eau

Si la somme des surfaces déclarée en état médiocre est inférieure à 20 % de la surface totale (ou du volume total) de la masse d'eau, alors la masse d'eau est en bon état pour ce test.

Dans le cas contraire où la somme des surfaces déclarées en état médiocre est supérieure à 20 %, alors la masse d'eau est en état médiocre pour ce test.

Il sera important de prendre garde à la représentativité des données notamment pour les réseaux des forages pour l'alimentation en eau potable (AEP) ou les réseaux ICSP (installations classées et sites pollués) qui peuvent introduire un biais dans l'évaluation de la qualité de la masse d'eau.

La valeur de 20 % est un critère par défaut proposé par le guide européen. Elle est bien sûr arbitraire et difficile à justifier, si ce n'est par :

- la nécessité de disposer d'un critère commun pour la comparaison des résultats entre masses d'eau ;

- le besoin d'assurer une cohérence avec la méthode adoptée pour l'évaluation du RNABE (circulaire DCE 2003/03). La première étape de cette évaluation s'intéressait en effet au pourcentage de points dépassant la valeur ou la norme. La règle suivante avait été adoptée : si aucun dépassement de la valeur seuil ou de la norme n'est observé sur plus de 80 % des sites de surveillance alors la masse d'eau n'est pas à risque.

Plusieurs méthodes à travers différentes évaluations ont été utilisées pour la délimitation de sous-secteurs de masse d'eau.

Moly (2009) pour évaluer l'état chimique des masses d'eau souterraines s'est basée sur l'ensemble des stations de suivi disponibles dans ADES. Ce choix offre une image plus complète de la situation grâce à la multiplication des points de prélèvements mais leur répartition n'est pas forcément homogène sur le territoire. De plus, les stations de suivi du contrôle sanitaire (ARS, DDASS : points d'eau utilisés pour l'AEP) peuvent offrir une image biaisée puisqu'ils sont situés généralement dans les zones les plus préservées. Ce travail d'interprétation a mis en évidence 4 situations :

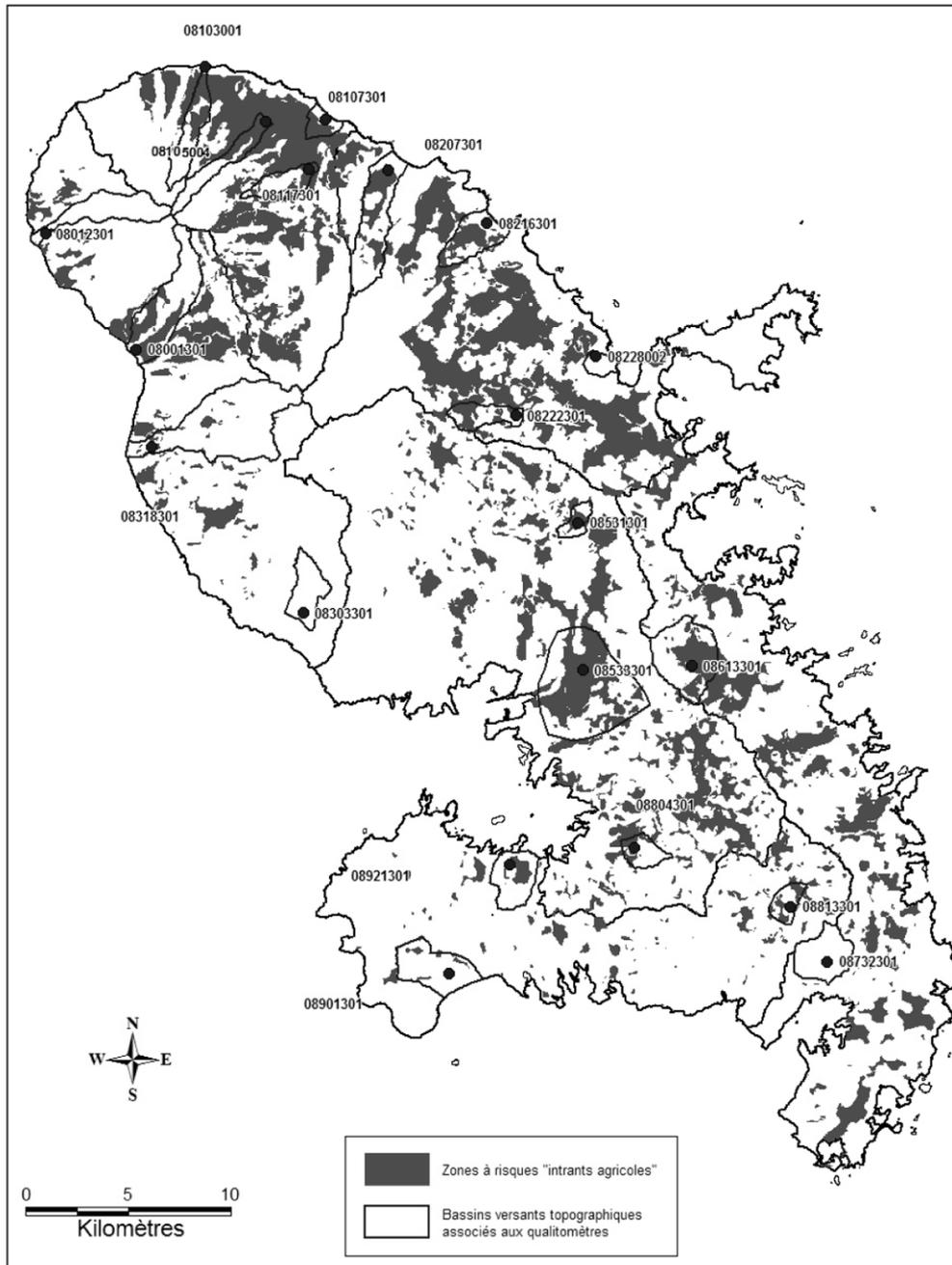
- l'ensemble des stations respectent la norme DCE, la masse d'eau est en bon état, « l'enquête appropriée » n'est pas menée ;
- la majorité des stations présentait un mauvais état chimique et a conduit à définir la masse d'eau en mauvais état chimique ;
- une ou plusieurs stations sont en mauvais état. Une recherche spécifique sur l'origine de cette pollution a été menée pour vérifier si la pollution n'est pas anecdotique (c'est-à-dire localisée géographiquement ou ponctuelle dans le temps) ;
- dans le cas où la masse d'eau présentait un large déficit d'informations, l'analyse de risque effectuée lors de la caractérisation de la masse d'eau a été utilisée. Cela permet de classer la masse d'eau en bon état ou état médiocre mais avec un faible degré de confiance compte tenu des informations disponibles.

Cette approche simplifiée permet de faire le test « qualité générale » bien que le manque de données ne permette pas une sectorisation précise en sous-secteurs des masses d'eau.

Dans les bassins Loire-Bretagne (Blum et al., 2006) et Seine-Normandie (Gourcy et al., 2006), pour l'élaboration des réseaux de surveillance des masses d'eau souterraine, le découpage des masses d'eau de niveau 1 en sous-secteurs s'est fait à partir de traitements géographiques multicritères en prenant en compte les données relatives aux pressions agricoles et à la vulnérabilité intrinsèque du bassin et, quand l'information était disponible, les écoulements souterrains (cf. annexe V). Ainsi à chaque point du réseau de surveillance ou à tout autre point peut être attribué un sous-secteur de la masse d'eau comme étant représentatif de ce sous-secteur. Cette méthode n'est applicable qu'aux masses d'eau de niveau 1. Pour les masses d'eau de niveau supérieur à 1, une approche au cas par cas, en fonction des études et des connaissances disponibles, est préconisée.

En Martinique, ce test a été mené en utilisant les cartes de risque élaborées dans le cadre du SIESMAR (système d'information sur les eaux souterraines de la Martinique, Vittecoq et al., 2007). Ces cartes précisent l'étendue supposée des eaux souterraines polluées par les intrants agricoles. Croisées avec les masses d'eau, elles permettent d'attribuer une surface aux déclassements observés (Arnaud et Wiart, 2010 ; Illustration 9). L'exemple de la Martinique montre également qu'avec deux masses d'eau dont les surfaces dégradées représentent 19 % des surfaces de masses d'eau souterraine (Centre et Sud-Atlantique), l'utilisation du critère arbitraire de 20 % a des limites (cf. Illustration 10 montrant que ces deux masses d'eau sont classées en bon état).

Dans le cas des masses d'eau multicouches, l'état des connaissances actuelles ne permet pas d'envisager une évaluation de la qualité chimique des eaux souterraines par couche. On procédera alors à une évaluation de la masse d'eau dans sa globalité. L'évolution de la qualité chimique des eaux souterraines entre les couches due à une modification des conditions du milieu comme le degré de captivité, les conditions d'oxydo-réduction, etc., pourra être mise en évidence par d'autres tests. L'abandon de captages dans un niveau de l'aquifère multicouche (test AEP) indiquera une détérioration de la qualité chimique de ce niveau de la masse d'eau et pourra entraîner son déclassement. La salinisation d'un niveau profond par drainage vertical, par exemple, sera mise en évidence par le test d'intrusion salée.



Masse d'eau	% de zone à risque moyen à fort (intrant agricoles hiérarchisés)	% de zone à risque moyen à fort (intrant agricoles non hiérarchisés)
Nord - FRJG201	27%	37%
Nord Atlantique - FRJG202	18%	34%
Nord Caraïbes - FRJG203	9%	13%
Centre - FRJG204	16%	19%
Sud Atlantique - FRJG205	7%	19%
Sud Caraïbes - FRJG206	1%	6%

Illustration 9 : Carte de risque de contamination des eaux souterraines de la Martinique par les intrants agricoles et pourcentage des superficies concernées par masse d'eau. D'après Arnaud et Wiat (2010).

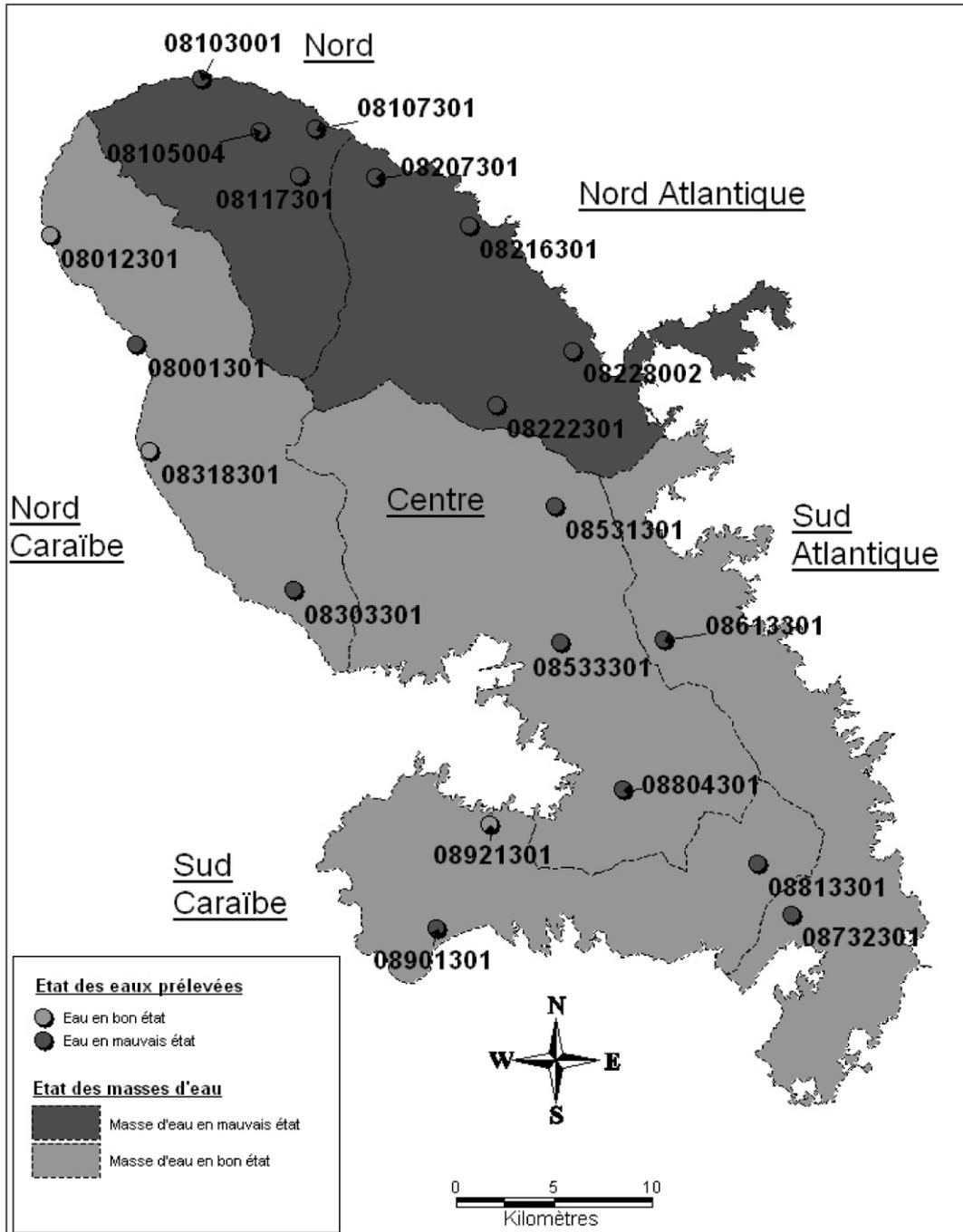


Illustration 10 : état des masses d'eau souterraine de la Martinique sur la période 2004 – saison sèche 2010. D'après Anaud et Wiart, 2010.

4.3.2. Test : altération de l'état chimique et/ou écologique des eaux de surface résultant d'un transfert de polluant depuis la masse d'eau souterraine

Ce test est une transcription des objectifs fixés par l'article 4.2.c et par l'annexe III.4 de la GWD repris à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 (point 3 notamment). Il accompagne l'évaluation de :

- l'altération significative de l'état écologique des eaux de surface ;
- l'altération significative de l'état chimique des eaux de surface.

La procédure est basée sur une combinaison des résultats de l'évaluation de l'état des eaux de surface d'une part, et de l'identification des transferts de polluants depuis la masse d'eau souterraine d'autre part. Le test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers l'eau de surface est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE.

La contamination d'un aquifère peut être ponctuelle ou diffuse. Dans le premier cas, la pollution est localisée et affecte une faible proportion de nappe. On s'interroge alors sur la migration de cette pollution dans la nappe et son transfert au cours d'eau qui draine cette même nappe qui peut alors, à petite échelle, avoir un impact sur la qualité des eaux de surface. Dans le second cas, la pollution affecte une grande surface comme c'est le cas des pollutions d'origine agricole. Le transfert de cette pollution dans les deux cas fait appel aux propriétés des polluants et à la nature des interactions nappe-rivière. Il est difficile de définir de manière générale la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de surface

Le test sera donc applicable à toutes les masses d'eau souterraine en relation avec des masses d'eau de surface à risque. Il prendra en compte les données fournies par le RCS et le RCO mais également toutes les autres données de surveillance disponibles sur la masse d'eau. La procédure est la suivante :

Étape 1 : masses d'eau de surface

Identification des masses d'eau de surface à risque, c'est-à-dire risquant de ne pas atteindre le bon état chimique et/ou écologique, c'est-à-dire les masses d'eau de surface rapportées comme étant en état moyen, médiocre ou mauvais.

Pour les masses d'eau de surface identifiées comme étant à risque à l'issue du rapportage 2010, quelle est la nature de la dégradation identifiée (enrichissement en nutriments, habitats altérés, etc.) ? Cette dégradation de la qualité chimique et/ou écologique des eaux de surface peut-elle être expliquée par le paramètre pour lequel l'enquête appropriée est-elle menée ?

- si non, le test n'apparaît pas pertinent et ne sera pas mené ;
- si oui, on passe à l'étape 2 pour caractériser les relations nappe-rivière.

Étape 2 : caractérisation des relations nappe-rivière

La masse d'eau de surface (MESU) est-elle en relation hydrodynamique avec la masse d'eau souterraine ?

- si non, le test n'apparaît pas pertinent et ne sera pas mené ;
- si oui, on rassemble les informations et les données permettant de caractériser les interactions et les échanges MESO-MESU : cartes piézométriques, gradient hydraulique entre la nappe souterraine et les cours d'eau de surface, mesure de perméabilité de l'aquifère permettant de quantifier les échanges, résultats de modélisation numérique, etc. L'ensemble de ces informations permettra alors de statuer sur la possibilité de transfert du polluant de la MESO vers la MESU.

Ces informations sont-elles compatibles avec l'hypothèse d'un transfert de polluants de la nappe vers le cours d'eau ?

- si non, la direction des écoulements ne peut pas expliquer le transport du polluant dans le sens nappe rivière, alors la masse d'eau pour ce test sera déclarée en bon état ;
- si oui, le polluant peut être transféré, on passera à l'étape 3.

Si on ne peut répondre à la question des relations nappe-rivière, le test ne pourra être mené par manque de données ou d'informations.

Étape 3 : transfert du polluant

D'après les caractéristiques des interactions nappe-rivière et des concentrations mesurées dans les masses d'eau souterraine et de surface, estimer le flux de polluant transférant de l'eau souterraine vers l'eau de surface ainsi que son impact potentiel. Cette évaluation pourra tenir compte des phénomènes d'atténuation et de dilution.

Si le transfert de polluant est établi entre la masse d'eau souterraine et la masse d'eau de surface et que ce transfert est à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux de surface, alors on passe à l'étape 4.

Si l'évaluation n'est pas possible par manque de données et d'informations, on cherchera les autres sources possibles de ce contaminant. Une approche qualitative permettra de dire si la masse d'eau souterraine est la principale source de ce contaminant, si tel est le cas on passera à l'étape 4.

Étape 4 : critère surfacique

En dehors des lacunes de connaissance sur les relations nappe-rivière, la principale difficulté liée à la mise en œuvre de ce test est l'inadéquation qui existe parfois entre l'échelle spatiale de la masse d'eau souterraine et l'échelle spatiale des masses d'eau de surface associées. Ce constat est particulièrement vrai pour le bassin Rhin-Meuse où les masses d'eau de surface sont petites et nombreuses (Illustration 11). La question qui se pose est la suivante : à partir de quand est-il justifié que l'existence d'une masse d'eau de surface en mauvais état entraîne le déclassement de l'ensemble de la masse d'eau souterraine (étant acté que l'eau souterraine est responsable de ce mauvais état) ? Pour déclasser ou non la masse d'eau, l'utilisation d'un critère surfacique est proposée en comparant la surface des bassins versants des masses d'eau de surface dont le mauvais état chimique et/ou écologique est une conséquence du mauvais état chimique de la masse d'eau souterraine avec laquelle il interagit.

Chaque masse d'eau de surface est caractérisée par son bassin versant. Pour la (les) masse(s) d'eau de surface déclarée(s) en mauvais état et dont le mauvais état est lié aux eaux souterraines :

- identifier le(les) bassin(s) versant(s) associé(s) à cette (ces) masse(s) d'eau de surface ;
- faire la somme des surfaces de ces bassins versants :
 - si la somme totale des surfaces excède 20 % de la surface totale de la masse d'eau souterraine, la masse d'eau est déclarée en mauvais état pour ce test ;
 - dans le cas contraire, la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test.

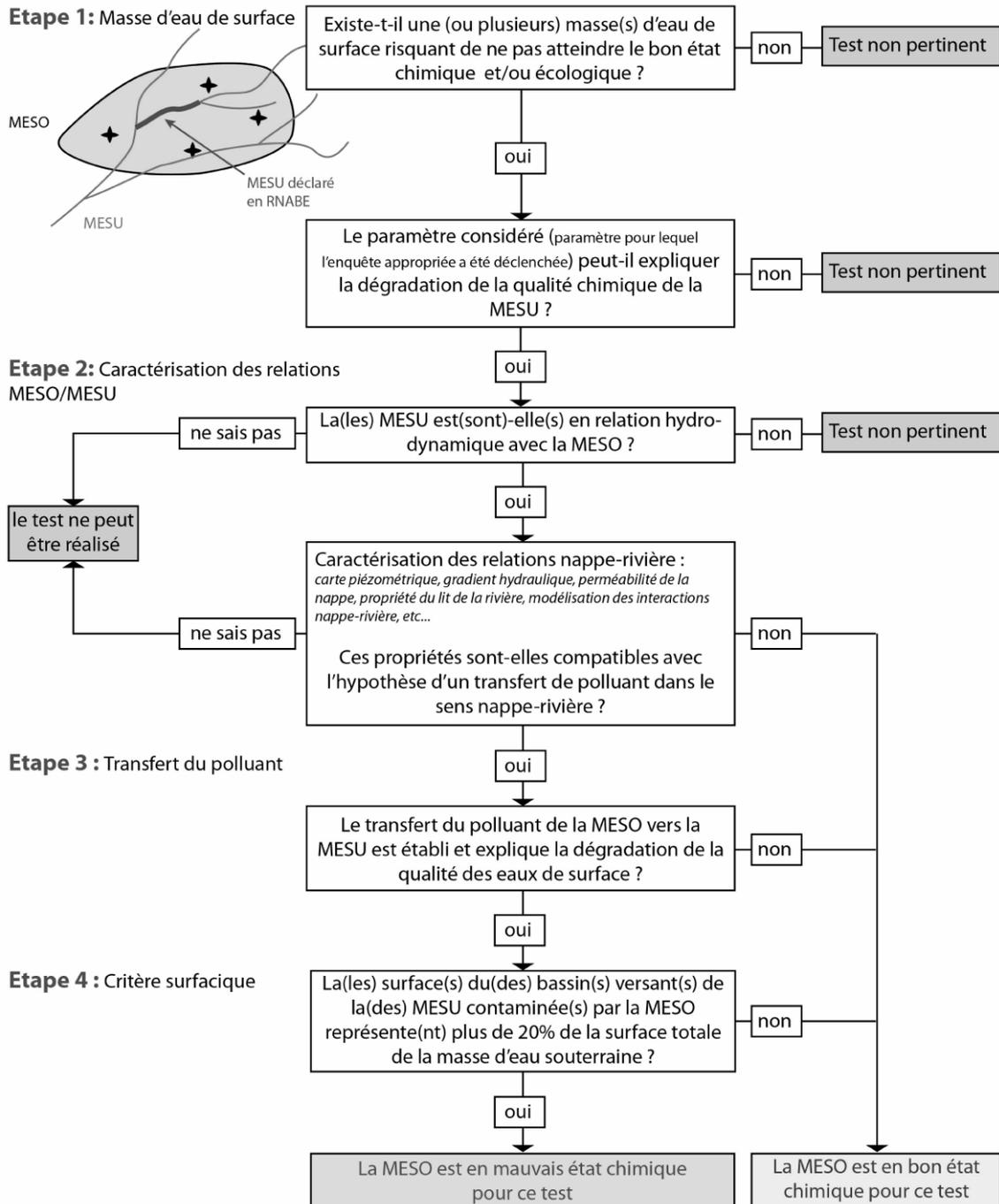


Illustration 11 : Procédure pour la mise en oeuvre du test « état écologique et/ou chimique des eaux de surface ».

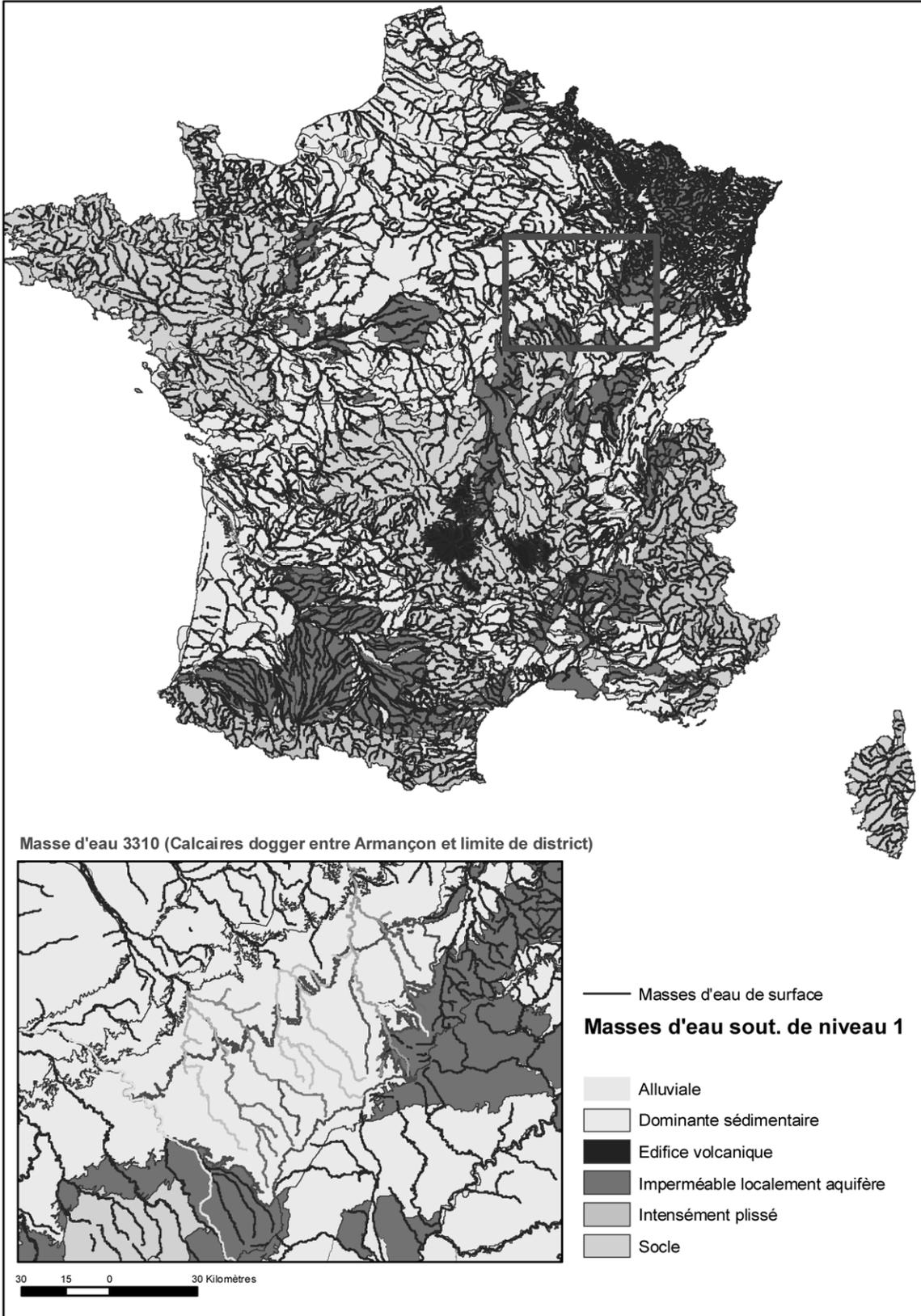


Illustration 12 : Masses d'eau souterraine et masses d'eau de surface en France métropolitaine

4.3.3. Test : altération des écosystèmes terrestres résultant d'un transfert de polluant depuis la masse d'eau souterraine

Ce test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers les écosystèmes terrestres qui lui sont associés est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE (y compris les objectifs spécifiques aux zones protégées). Un écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines peut être impacté par des modifications des caractéristiques quantitatives et qualitatives de la masse d'eau souterraine sous l'effet de pressions anthropiques. C'est pour cette raison que ce test est aussi à réaliser pour l'état quantitatif. Pour le test dans le cadre de l'évaluation de l'état quantitatif, les impacts dus à des modifications des caractéristiques quantitatives vont être étudiées quand les impacts dus à des modifications des caractéristiques qualitatives vont être étudiées dans le présent test.

Le test est applicable à toutes les masses d'eau souterraine en relation avec des écosystèmes terrestres significativement altérés par l'eau souterraine (d'après l'état des lieux et les informations rassemblées dans le modèle conceptuel quand il existe). Il prendra en compte les données fournies par le RCS et le RCO mais également toutes les autres données de surveillance disponibles sur la masse d'eau. La problématique de ce test rejoint celle du test « eaux de surface ». Il s'agit d'identifier les écosystèmes terrestres en interaction avec les masses d'eau souterraine et d'estimer le transfert d'un polluant de la masse d'eau souterraine vers l'écosystème terrestre.

Une démarche est proposée mais la mise en œuvre réelle du test se heurtera fréquemment à l'absence de connaissances ou de données comme :

- le manque de connaissances des relations hydrodynamiques et chimiques entre eaux souterraines et zones humides (y compris l'évolution saisonnière et interannuelle de ces relations) ;
- l'absence de surveillance des zones humides dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE et d'indicateurs permettant d'évaluer les éventuels dommages sur leur état.

La première étape est l'identification des écosystèmes terrestres ou zones humides « détériorées chimiquement ». L'une des difficultés majeures porte sur l'identification de ces « écosystèmes détériorés », en effet l'absence de réseau de surveillance, de caractérisation des interactions eau souterraine – zone humide, ou encore d'indicateurs sur l'état de dégradation de ces écosystèmes terrestres rend la tâche bien difficile par le simple fait d'un grand manque de données.

La procédure du test « écosystèmes terrestres » suit la même démarche que celle décrite pour le test « eaux de surface » et est décrite dans la figure suivante (Illustration 13). La masse d'eau sera considérée dans sa globalité au cours du test.

Étape 1 : Écosystèmes terrestres

Identification des zones Natura 2000 (Directive Habitats et directive Oiseaux).

A-t-on constaté une dégradation de ces écosystèmes terrestres ? Par exemple, une augmentation des concentrations ou des teneurs anormalement élevées en éléments polluants (nitrates, pesticides, métaux lourds) mesurées dans les eaux de la zone humide ; une eutrophisation de la zone humide qui pourrait s'expliquer par des concentrations trop élevées en nitrates ou autres substances nutritives ? une décroissance de l'avifaune due au botulisme aviaire ? une mortalité accrue de la faune ou de la flore due à une augmentation des teneurs en métaux ; etc.) :

- si non, c'est-à-dire aucune dégradation n'est constatée sur ces écosystèmes terrestres, le test n'est pas pertinent et ne sera pas mené. On prendra soin de distinguer, le fait que les écosystèmes ne sont pas dégradés parce qu'une étude a été menée et on a clairement établi qu'il n'y avait pas de dégradation du fait que l'écosystème n'apparaît pas dégradé parce qu'on ne dispose d'aucune donnée à ce sujet. Dans ce dernier cas, le test ne sera pas mené par manque de données et non parce qu'il n'était pas pertinent. Ce point influencera l'indice de confiance global sur l'évaluation globale de la qualité de la masse d'eau ;
- si oui, on passe à l'étape 2.

S'il existe des informations quant à la dégradation de zones d'intérêt comme les zones d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) ou encore les zones humides d'importance internationale de la convention Ramsar, ces zones pourront être intégrées à l'évaluation de l'état chimique de la masse d'eau et donc à ce test.

Étape 2 : caractérisation des relations masse d'eau – zone humide

L'écosystème terrestre est-il en relation hydrodynamique avec la masse d'eau souterraine ?

- si non, le test n'apparaît pas pertinent et ne sera pas mené ;
- si oui, on rassemble les informations et les données permettant de caractériser les interactions et les échanges masse d'eau souterraine et zone humide : cartes piézométriques, gradient hydraulique entre la nappe souterraine et les cours d'eau de surface, mesure de perméabilité, résultats de modélisation numérique, etc. L'ensemble de ces informations permettra alors de statuer sur la possibilité de transfert d'un polluant de la MESO vers l'écosystème terrestre :
 - si la direction des écoulements ne peut pas expliquer le transport du polluant dans le sens nappe écosystème terrestre, alors la masse d'eau pour ce test sera déclarée en bon état ;
 - si le polluant peut être transféré, on passera à l'étape 3.

Si on ne dispose pas d'informations suffisantes pour réaliser cette étape alors le test ne peut être mené.

Étape 3 : transfert du polluant

D'après les caractéristiques des interactions masse d'eau – écosystème terrestre et des concentrations mesurées, estimer le flux de polluant transférant de l'eau souterraine vers l'écosystème terrestre ainsi que son impact potentiel. Cette évaluation pourra tenir compte des phénomènes d'atténuation et de dilution.

Si la masse d'eau souterraine n'est pas à l'origine de la pollution observée dans l'écosystème terrestre alors la masse d'eau sera déclarée en bon état chimique pour ce test,

Si le transfert d'un polluant venant de la masse d'eau souterraine explique clairement la dégradation de la qualité de l'écosystème terrestre alors la masse d'eau souterraine est déclarée en mauvais état chimique pour ce test.

Si l'évaluation n'est pas possible pour cause d'un manque de données et d'informations, on cherchera les autres sources possibles de ce contaminant. Une approche qualitative permettra de dire si la masse d'eau souterraine est la principale source de ce contaminant, elle sera alors déclarée en mauvais état pour ce test sinon elle sera déclarée en bon état.

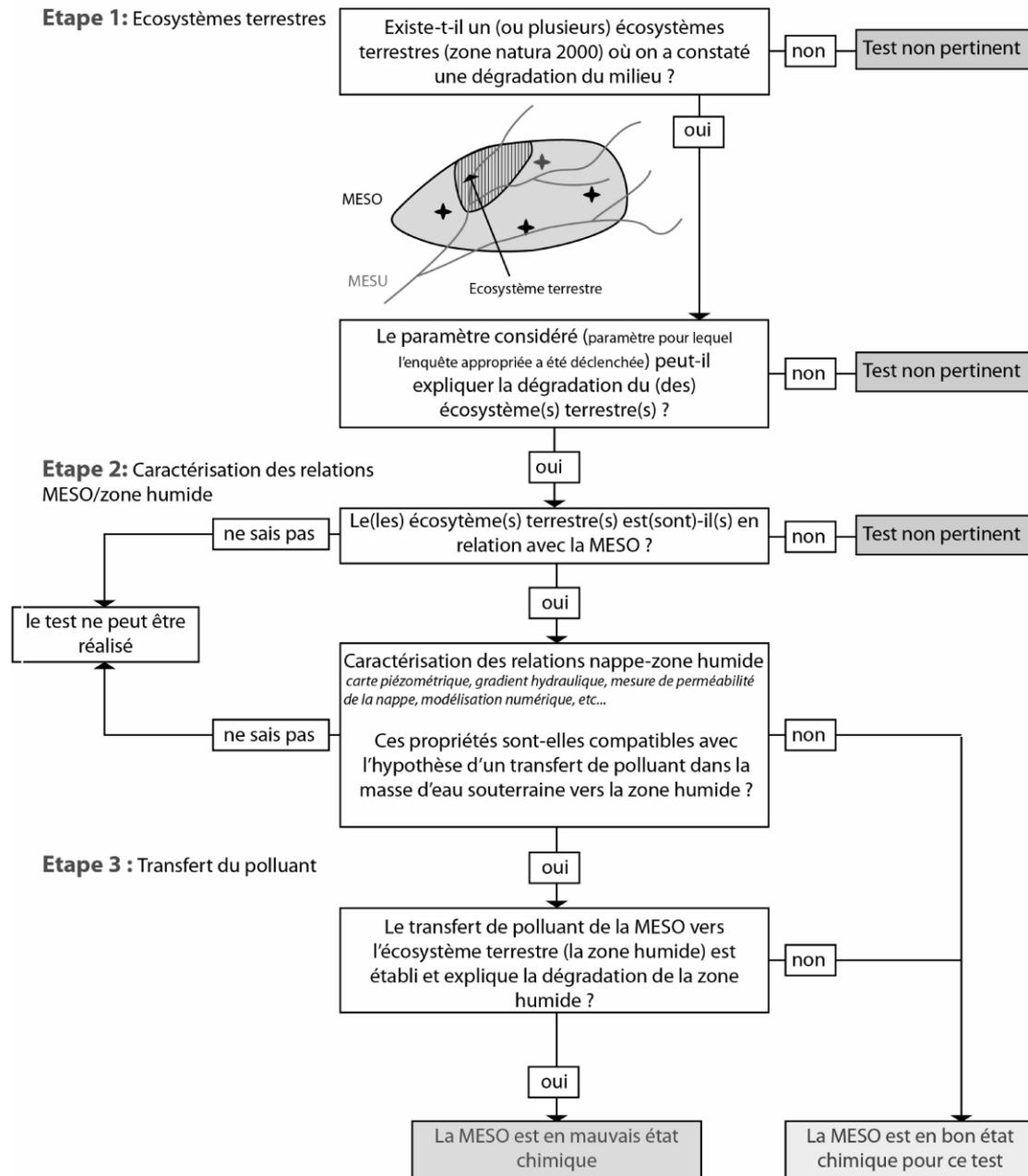


Illustration 13 : Procédure pour la mise en oeuvre du test « altération des écosystèmes terrestres associés ».

4.3.4. Test : intrusion salée ou autre

À l'image des objectifs de l'article 4.2.c et de l'annexe III.4 de la GWD repris à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 et notamment son point 2, ce test s'intéresse au phénomène d'invasion salée ou autre.

Comme cela est expliqué dans le paragraphe 2.2, ce test ne concerne pas que les intrusions d'eau salée d'origine géologique ou marine. Les drainances entre masses d'eau et les flux en provenance des cours d'eau sont également considérés comme des « intrusions ».

La particularité de ce test est qu'il est lié, d'une part à l'évaluation de l'état quantitatif, et d'autre part à l'identification des tendances à la hausse de polluants.

L'évaluation de l'état quantitatif doit précéder la réalisation de ce test (étape 1) afin d'identifier les zones où les pompages exercent une pression telle qu'ils entraîneraient une intrusion salée ou autre.

Une masse d'eau n'est pas en bon état pour ce test si :

- la moyenne des concentrations dépasse en un point ou plus la concentration de référence (2) (ou fond géochimique) et ;
- il existe une tendance (3) à la hausse significative et durable sur un ou plusieurs sites de surveillance et pour un ou plusieurs paramètres représentatifs de ce test (chlorures, sulfates et conductivité notamment).

Dans certaines masses d'eau, la salinité est naturellement élevée. Compte tenu des fluctuations de celle-ci, notamment à l'interface eau douce – eau salée, le test ne doit pas s'appuyer sur la seule comparaison des concentrations avec les valeurs seuils. C'est pourquoi une démarche par étape est proposée (Illustration 14).

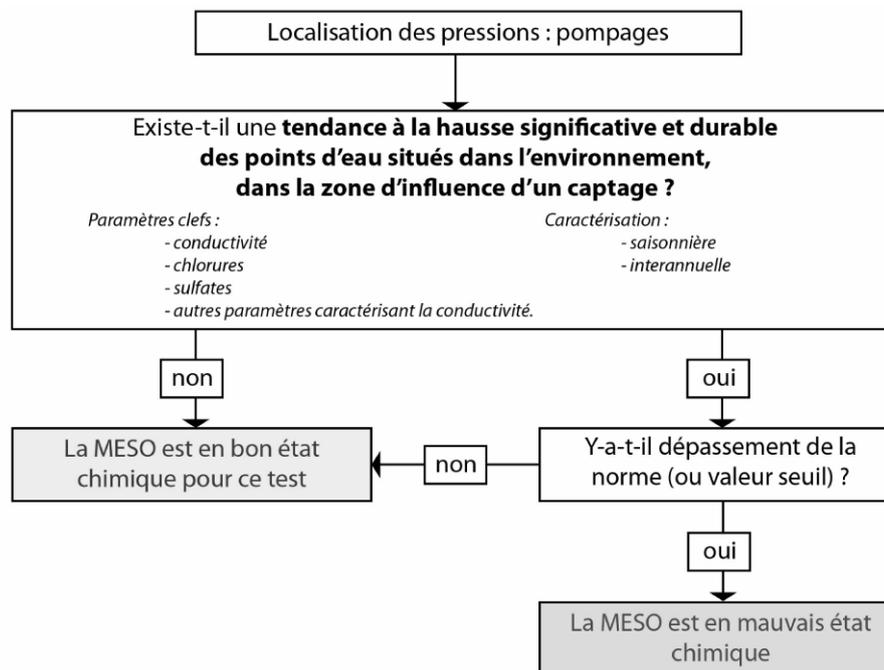


Illustration 14 : Procédure pour la mise en oeuvre du test « intrusion salée ou autre ».

Ce test s'applique à tous les points d'eau tels que :

Étape 1 : observations

Identifier les zones où les prélèvements exercent une pression sur la masse d'eau.

Étape 2 : dégradation de la ressource

Existe-t-il une tendance à la hausse significative et durable des concentrations du paramètre considéré ?

Se reporter au modèle conceptuel de la masse d'eau quand il existe et, dans le cas d'intrusion salée marine et du contexte très particulier de gestion de l'eau en milieu insulaire, vérifier si l'intrusion salée est « horizontale » ou « verticale ». Dans le premier cas, le problème est alors régional tandis qu'il n'est que local dans le deuxième.

Évaluer les tendances d'évolution des paramètres clés (conductivité, chlorures, sulfates et autres paramètres caractérisant la salinité) et voir si ces tendances sont « significatives et durables ». Il s'agit notamment de distinguer les variations saisonnières des variations interannuelles. Si les seules tendances observées sont saisonnières alors la masse d'eau ne doit pas être considérée en état médiocre pour ce test. Si au contraire l'augmentation de la salinité est constante d'une année à l'autre alors cela justifie de classer la masse d'eau en état médiocre pour ce test. L'illustration 15 montre l'exemple d'une masse d'eau littorale en Écosse où les tendances d'évolution sont uniquement saisonnières. Malgré l'existence d'une conductivité largement supérieure à la valeur de référence (de 2 à 8 fois), l'état de la masse d'eau n'est pas considéré comme médiocre pour ce test.

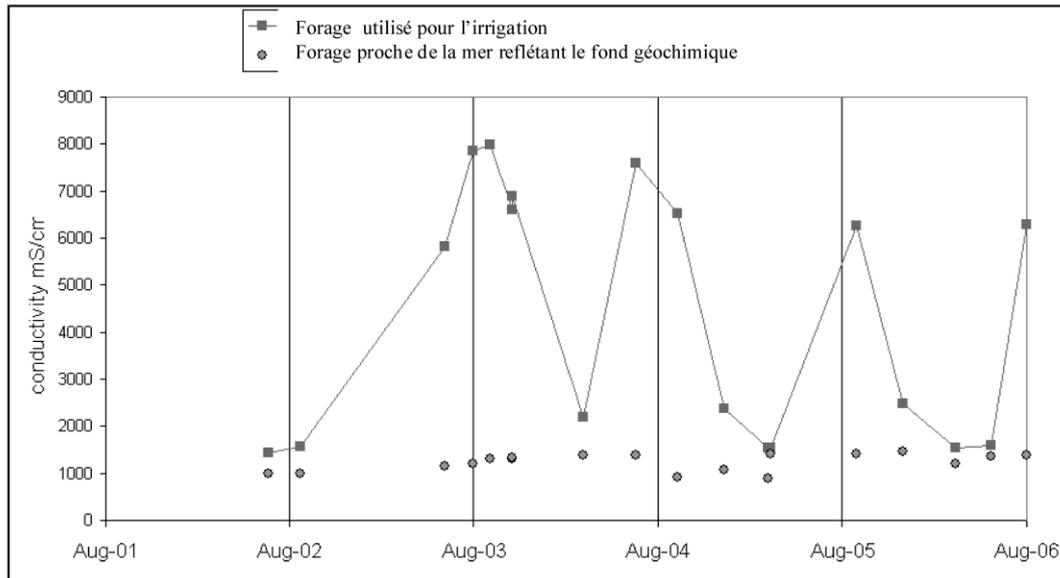


Illustration 15 : exemple d'évolution de la conductivité dans une masse d'eau littorale (East Lothian area, Ecosse). D'après Ward et Fitzsimons, 2008.

Pour l'évaluation des tendances d'évolution, afin que les analyses soient comparables entre les masses d'eau, et d'une agence de bassin à une autre, on définit une date commune de départ d'analyse des chroniques. En se référant à la période de référence au titre de la DCE qui est de six ans et au fait que le réseau RCS/RCO a été mis en place en 2007 et 2008, respectivement, le point de départ pour l'analyse des tendances fixé à 2007 serait pertinent. Cependant la période 2007-2010 pour l'évaluation et 2007-2012 pour le prochain rapportage est bien trop courte pour qu'une analyse de tendance ne soit possible. Plusieurs arguments ont fait converger le choix du point de départ de l'analyse de tendance sur 1996 :

- 1996-2010 constitue une période suffisamment longue et représentative d'années sèches et humides pour mener une étude de tendance ;
- depuis 1995, les performances analytiques des laboratoires se sont nettement améliorées ;
- 1996 correspond à la mise en place des SDAGE 1996-2000.

4.3.5. Test : zones protégées pour l'AEP

a) Généralités

À l'image des objectifs de l'article 4.2.c.iii et de l'annexe III.4 de la GWD repris à l'article 6 de l'arrêté du 17 décembre 2008 et notamment son point 4, ce test s'intéresse à l'évaluation de la dégradation des eaux souterraines prélevées pour l'AEP.

Les définitions suivantes sont admises (DCE Articles 7.1 et 7.3 ; European Commission, 2007b) :

- une zone protégée pour l'AEP = une masse d'eau souterraine dans son ensemble dès lors que les captages d'eau potable qui y sont installés fournissent plus de 10m³/jour en moyenne ou desservent plus de 50 habitants,
- une zone de sauvegarde = sous-ensemble de la zone protégée (ou de la masse d'eau) dans lequel des mesures spécifiques de protection de l'eau captée pour l'AEP sont mises en œuvre. En France, la zone de sauvegarde équivaut à l'aire d'alimentation du captage (AAC).

Conformément aux exigences de l'article 7.3 de la DCE, les États membres assurent la protection des masses d'eau définies comme des zones protégées « afin de prévenir la détérioration de leur qualité de manière à réduire le degré de traitement de purification nécessaire à la production d'eau potable ».

À partir de cette définition, et avec l'appui des guides européens sur le bon état chimique et sur les zones protégées (European Commission, 2007*b* et 2008), une masse d'eau souterraine sera considérée en bon état chimique vis-à-vis du test « zones protégées pour l'AEP » si les conditions suivantes sont respectées sur la totalité des captages d'eau potable de la masse d'eau fournissant plus de 10m³/j ou desservant plus de 50 habitants :

- pas de changement dans le niveau de traitement de l'eau avant distribution ;
- absence de signes de dégradation de la qualité de la masse d'eau (abandons de captages par exemple) ;
- absence de toute tendance à la hausse significative et durable d'un polluant.

Ces conditions sont résumées sur le test suivant. Les critères et les données à prendre en compte à chaque étape sont détaillés dans le paragraphe 4.3.5.*b*.

b) Détail de chaque étape du test

Pour mémoire le test s'applique masse d'eau par masse d'eau et paramètre par paramètre. Toutes les données relatives aux forages AEP seront prises en compte.

Étape 1 :

La masse d'eau est-elle sollicitée pour l'alimentation en eau potable avec au moins un captage d'eau potable fournissant plus de 10m³/jour en moyenne ou desservant plus de 50 habitants ?

- si non, le test n'est pas pertinent et ne sera pas mené ;
- si oui, on passe à l'étape 2.

Étape 2 :

Existe-t-il des signes d'augmentation du niveau de traitement ou de détérioration de la qualité de la ressource imputables aux activités humaines ?

- si non, la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test ;
- si oui (selon les critères énoncés ci-dessous), la masse d'eau est déclarée en mauvais état chimique.

Face à la diversité des situations et des données disponibles, il est difficile de proposer une seule et unique règle commune à tous à l'échelle nationale pour évaluer si la ressource en eau potable est dégradée de manière significative.

Cette étape sera donc basée sur un examen « à dire d'expert » des informations suivantes :

- nombre et localisation des captages abandonnés, dates et motifs d'abandon ;
- augmentation du degré de traitement ;
- recours à un mélange pour distribuer une eau conforme à la réglementation ;
- identification de tendance à la hausse de polluant avec dépassement de la norme ou valeur seuil.

Ces informations seront analysées au regard du contexte de la masse d'eau et des caractéristiques des captages (AAC, enjeux associés notamment dans le cadre du Grenelle de l'environnement et des SDAGE, etc.)

Ce « dire d'expert » devra si possible mobiliser les personnes et autorités compétentes comme l'ARS et les collectivités locales.

L'article 7.3 de la DCE précise que « Les États membres assurent la protection nécessaire pour les masses d'eau recensées afin de prévenir la détérioration de leur qualité ». Il est spécifié dans la directive 2006/118/CE que « le point de départ de l'identification correspond à la concentration moyenne 2007 et 2008 sur la base des programmes de surveillance établis ». Il s'agit donc de considérer la dégradation de la qualité chimique de la masse d'eau par rapport à un état de référence fixé en 2007/2008 en fonction de la mise en place du réseau de surveillance. Cependant l'identification de « tendance significative et durable » par l'utilisation de tests statistiques est d'autant plus performante que les chroniques sont longues avec des mesures fréquentes.

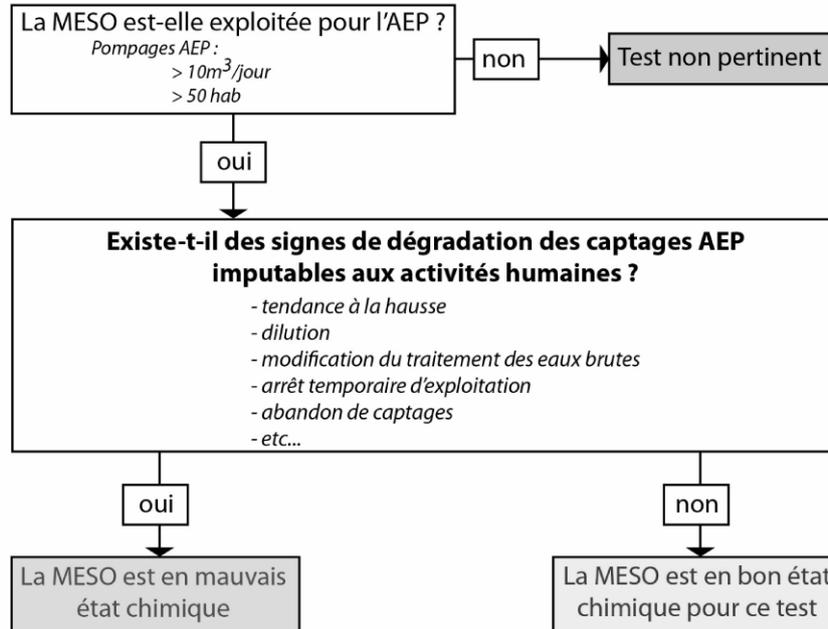


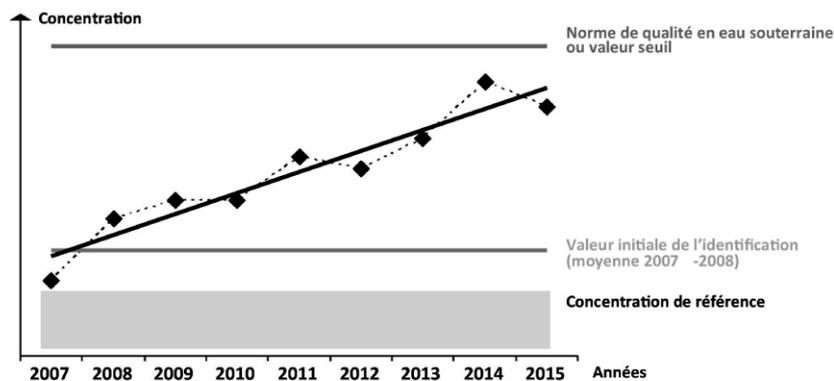
Illustration 16 : Procédure pour la mise en oeuvre du test « zones protégées pour l'AEP ».

D'après la DCE, la masse d'eau n'est pas en bon état pour ce test si la qualité de la ressource en eau s'est dégradée par rapport à un état de référence fixé en 2007/2008. À titre d'exemple :

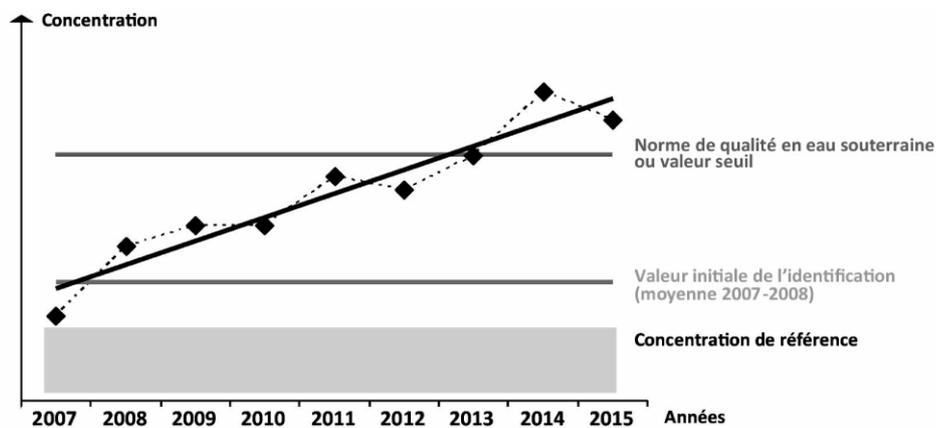
- si un captage a été abandonné avant 2007 pour le paramètre étudié, la masse d'eau est déclarée en bon état chimique pour ce test. On s'appuiera donc sur les champs « date d'abandon » et « motif d'abandon » du référentiel « captage AEP » ;
- si une modification des traitements de l'eau brute (mélange, traitement chimique) a été observée antérieurement à 2007 mais n'a pas évolué depuis, la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test ;
- si une tendance à la hausse a été identifiée comme débutant avant 2007 et perdue après 2007, alors le captage est en mauvais état pour ce test et peut déclasser la masse d'eau pour le test « AEP ». La période d'analyse de la tendance d'évolution des concentrations est fixée à 1996-2010 comme explicité précédemment pour le test « intrusion salée ou autre » (cf. paragraphe 4.3.4) ;
- si la tendance à la hausse ne perdure pas après 2007, c'est-à-dire qu'il n'y a plus de tendance à la hausse mais une stabilisation ou décroissance, alors la masse d'eau est en bon état pour ce test.

Pour l'évaluation des tendances d'évolution, on se reportera au guide méthodologique sur l'évaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines de Lopez (2011). Les illustrations suivantes donnent une représentation des situations qui peuvent être rencontrées :

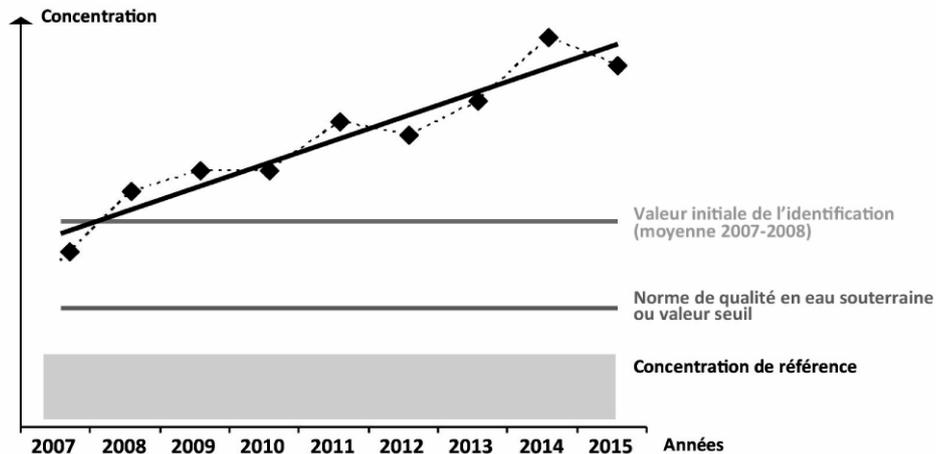
Cas 1 : il y a une tendance à la hausse mais celle-ci n'a pas encore d'incidence sur le degré de traitement. La masse d'eau est donc en bon état pour ce test.



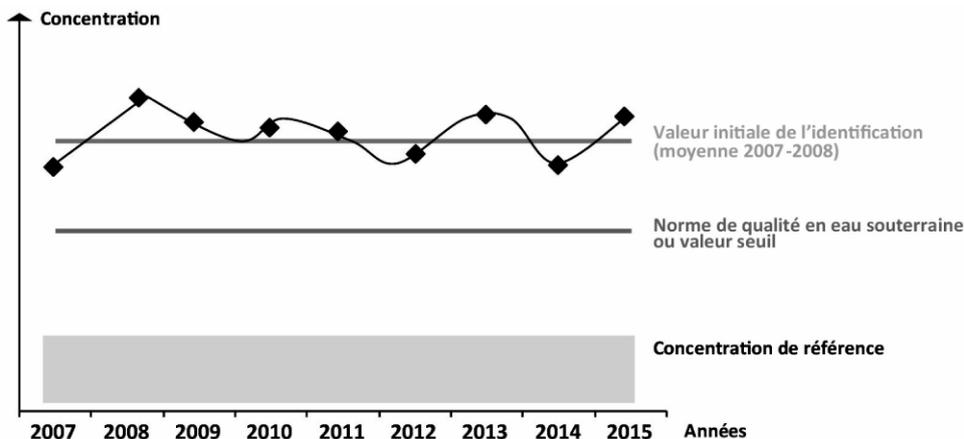
Cas 2 : il y a une tendance à la hausse qui a une incidence sur le degré de traitement. La masse d'eau est donc en mauvais état pour ce test.



Cas 3 : il y a une tendance à la hausse qui nécessite une augmentation du degré de traitement. La masse d'eau est donc en mauvais état pour ce test.



Cas 4 : il n'y a pas de tendance à la hausse. La situation ne nécessite pas une augmentation du degré de traitement. La masse d'eau est donc en bon état pour ce test.



Cette situation peut surprendre dans la mesure où les concentrations sont supérieures aux normes ou aux valeurs seuils. Il ne s'agit cependant que de l'évaluation de l'état vis-à-vis du test « zone protégée AEP ». Les autres tests qui composent la procédure, et notamment le test « qualité globale de la masse d'eau », permettront d'apprécier si oui ou non ce dépassement justifie un déclassement de l'état de la masse d'eau. En outre, il faut avoir à l'esprit que le test AEP s'applique à l'ensemble des captages d'eau potable de la masse d'eau.

Cas des micropolluants

Pour les micropolluants en général et pour les pesticides en particulier l'évaluation de la tendance d'évolution des concentrations peut s'avérer délicate si les LQ ont évolué au cours de la période (ce qui est assez fréquent au regard des progrès réalisés par les laboratoires d'analyses). Si l'évaluation de la tendance est impossible, il est recommandé de se baser sur la fréquence de dépassement de la norme AEP au cours de la période de l'évaluation et si possible, sur l'évolution annuelle des dépassements. Ainsi, si les taux de dépassement annuels de la norme évoluent depuis 2007 alors la masse d'eau pourra être classée en mauvais état. On vérifiera cependant que le nombre de données utilisées pour calculer le taux de dépassement de la norme de chaque année est le même (ou du même ordre de grandeur).



Données manquantes dans le référentiel AEP pour mener à bien le test

Le référentiel AEP mis en place en 2009 et disponible sous ADES est étape importante pour accompagner l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau. De nombreuses données requises pour l'application du test « zone protégé AEP » y sont disponibles (cf. la liste des champs du référentiel AEP en annexe III).

Il manque cependant encore des données pour que le test soit complet. On distinguera les champs non prévus par le référentiel et les données non renseignées (informations pour lesquelles un champ est prévu dans le référentiel mais rarement renseigné). Les données manquantes à ce jour sont ainsi :

Champs manquants

Traitement appliqué avant distribution y compris sa nature (dilution, traitement chimique, etc.), le ou les polluants visés par ce traitement et son évolution d'une année à l'autre.

Cette information est la principale piste d'amélioration à démarrer pour le prochain état des lieux.

Données peu ou pas renseignées

Champs renseignant sur l'abandon des captages : déclaration d'utilité publique, date et motif d'abandon. L'information n'est souvent pas disponible dans les trois champs en même temps. Par exemple, 5 047 captages sont déclarés comme étant « à abandonner à court terme » mais 1 326 d'entre eux ne disposent d'aucune information sur la date ou le motif d'abandons, 7 432 captages ont un motif d'abandon dont 2 137 qui n'ont pas d'informations sur la date d'abandon, pour 5 554 captages la date d'abandon est renseignée mais on ignore le motif pour 259 d'entre eux.

Champ masse d'eau : sur 48 048 ouvrages AEP eaux souterraines enregistrés dans le référentiel AEP, 23 328 captages ne sont pas renseignés pour le champ masse d'eau, soit 48 % des enregistrements. Les travaux de rattrapage du lien point d'eau – masse d'eau sont cependant en cours. Ce travail a démarré fin 2009 dans le cadre de la convention ONEMA-BRGM et devrait s'achever en 2012. Le référentiel AEP devrait donc être mieux exploité pour le prochain état des lieux et devrait contribuer à l'amélioration de la pertinence de l'évaluation chimique des masses d'eau souterraine.

5. Niveau de confiance de l'évaluation

L'idée est de définir un niveau de confiance de l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines. Le terme « niveau de confiance » fait référence au degré de pertinence du résultat et non pas à la définition statistique qui fait référence à la probabilité qu'un résultat soit correct ou non.

5.1. Étape 1 : procédure générale

Pour l'étape 1 de l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines (procédure générale), le niveau de confiance attribué à l'état de la MESO dépend de la qualité de l'estimateur M_{ma} du paramètre considéré.

M_{ma} se calcule sur une période fixée : 2007-2010 ou 2008-2010 pour les réseaux mis en place en 2008 (cf. paragraphe 4.2), la qualité individuelle des données et la fréquence d'échantillonnage influenceront alors le niveau de confiance attribué au calcul de M_{ma} .

Les fréquences minimales de mesures pour le réseau de surveillance des masses d'eau souterraine (RCS et RCO) dépendent :

- de la typologie de la masse d'eau (et donc de la rapidité des écoulements) et,
- de l'importance du paramètre à analyser.

L'annexe VII-B de l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif au programme de surveillance de l'état des eaux liste les paramètres (illustration 17) et indique les fréquences minimales de mesures à savoir :

- pour les nappes libres : 2 prélèvements par an avec un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux ;
- pour les nappes captives : 1 prélèvement par an.

En fonction de la fréquence des prélèvements, un indice de confiance binaire est attribué au calcul de M_{ma} .

- on attribue un niveau de confiance élevé si les fréquences de mesures respectent *a minima* les prescriptions de l'arrêté du 25 janvier 2010 ;
- si ces conditions ne sont pas respectées, le niveau de confiance de la Mma sera faible.

Le niveau de confiance s'applique à la période de référence 2007-2010. Si une seule mesure venait à manquer au cours d'une seule année pendant la période 2007-2010, le niveau de confiance serait alors faible.

La mise en place du réseau RCO en 2008 implique qu'aucune donnée n'est disponible pour l'année 2007 et implique directement que le niveau de confiance des points RCO sera faible si on suit les prescriptions de la DCE. De ce fait, pour les points RCO et pour les suivis mis en place en 2008 à l'exemple de la Guadeloupe, les critères de fréquence d'échantillonnage s'appliqueront sur la période 2008-2010 au lieu de la période 2007-2010. Cette évaluation basée sur l'écart des fréquences de prélèvements par rapport aux prescriptions de la DCE est proposé comme socle minimal d'évaluation commun à tous, il reste possible d'affiner cette évaluation en 3 ou 4 niveaux de sensibilité permettant de prendre en compte des fréquence de prélèvements intermédiaires entre les 2 niveaux proposés.

Concernant la qualité individuelle des données utilisées pour calculer Mma (limite de détection, limite de quantification, incertitude, méthode, etc.), les informations permettant de juger de cette qualité ne sont pas toujours disponibles. Par exemple, les points d'eau DCE (RCS et/ou RCO) disposent de données acquises dans le cadre du programme DCE ainsi que d'autres analyses acquises dans le cadre d'autres programmes. Ces données complémentaires viennent enrichir la connaissance de l'état chimique du point d'eau et donc accroître l'indice de confiance attribué à l'évaluation de la Mma. Cependant, la qualité des données complémentaires n'est pas toujours connue et peut ne pas répondre aux conditions énoncées dans la directive 2009-90-CE précisant les spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux. L'indice de confiance global de l'évaluation de Mma viendrait alors à être diminué. On pourrait faire la distinction entre les données acquises dans le programme DCE et les autres mais au moment de l'extraction d'ADES, la finalité de l'analyse n'est pas toujours renseignée. Le producteur de données n'est pas toujours en cause, l'évolution des techniques et des marchés d'analyses influencent également la qualité des données et donc l'indice de confiance attribué à l'évaluation de Mma. En effet, les résultats d'analyses auront un indice de confiance fort sur les années récentes mais plus faible sur les années anciennes. Ces informations, si elles sont connues, pourront être prises en compte « à dire d'expert » dans l'évaluation de l'indice de confiance. Par exemple, si les données sont abondantes mais l'estimation de Mma est basée sur des données de qualité médiocre connue, l'indice de confiance « fort » selon la procédure proposée sera diminué à un niveau inférieur.

Physico-chimie <i>in situ</i>	Température
	Conductivité
	Ph
	Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)
	Oxygène dissous
Éléments majeurs	Hydrogène carbonates (HCO ₃ ⁻)
	Carbonates (CO ₃ ²⁻)
	Chlorures (Cl ⁻)
	Sulfates (SO ₄ ²⁻)
	Calcium (Ca ²⁺)
	Magnésium (Mg ²⁺)
	Sodium (Na ⁺)
Matières organiques oxydables	Potassium (K ⁺)
	Oxydabilité au KMnO ₄ , à chaud en milieu acide
	Carbone organique dissous (COD)

Matières en suspension	Turbidité
	Fer total
	Manganèse total
Minéralisation et salinité	Dureté totale
	Silicates (SiO ₂)
Composés azotés	Nitrates (NO ₃ ⁻)
	Ammonium (NH ₄ ⁺)
Micropolluants organiques	Famille des triazines (+ métabolites) Famille des urées substituées Substances identifiées au niveau régional

Illustration 17 : Tableau des paramètres à analyser avec une fréquence de 1 à 2 fois par an (arrêté du 25 janvier 2010 sur la surveillance de l'état des eaux)

L'analyse de l'indice de confiance, pour qu'elle soit applicable facilement, efficacement et de façon homogène à l'échelle de chaque bassin, est ici proposée selon une démarche simple ne jugeant que de l'écart des fréquences de prélèvements par rapport aux prescriptions de la DCE. La qualité des données utilisées pour l'évaluation de Mma influence l'indice de confiance et sera intégré « à dire d'expert ».

Le niveau de confiance attribué au calcul de Mma donne le niveau de confiance global de l'évaluation lorsque l'enquête appropriée n'est pas déclenchée. Ce critère de qualité des données est prépondérant dans l'étape 1 mais il est également commun à tous les tests et sera pris en compte pour l'évaluation du niveau de confiance des tests de l'enquête appropriée.

Dans le cas où l'enquête appropriée n'est pas déclenchée, la masse d'eau est déclarée en bon état chimique. Le niveau de confiance de l'évaluation dépend du niveau de confiance des différentes Mma calculées aux différents points d'eau de la masse d'eau.

Pour l'étape 1 d'évaluation du niveau de confiance de l'état chimique, pour une masse d'eau en bon état sans déclenchement de l'enquête appropriée, 3 niveaux de confiance sont proposés :

- tous les points d'eau ont un niveau de confiance élevé sur le calcul de la Mma = niveau de confiance élevé au bon état de la masse d'eau ;
- au moins un point d'eau a un niveau de confiance faible sur le calcul de la Mma = niveau de confiance moyen au bon état de la masse d'eau ;
- tous les points d'eau ont un niveau de confiance faible sur le calcul de la Mma = niveau de confiance faible au bon état de la masse d'eau.

5.2. Test qualité générale

Le niveau de confiance de ce test est basé sur plusieurs types d'informations :

- la qualité de l'estimateur Mma ;
- le nombre, la fiabilité des données et les méthodes qui ont permis de spatialiser les résultats de l'évaluation (occupation des sols, pression agricole, connaissance des écoulements souterrains, vulnérabilité, etc.), c'est-à-dire découper la masse d'eau en sous-secteurs ou unités homogènes dont le point d'eau est représentatif ;
- la représentation spatiale de la surface de la masse d'eau.

Le scénario d'attribution d'un indice de confiance au calcul de Mma au point de surveillance de la qualité des eaux souterraines est discuté précédemment (cf. 5.1).

Compte tenu de la variabilité des approches qui peuvent être développées et de la variabilité du type de données qui peuvent être utilisées pour le découpage des masses d'eau en sous-secteurs, seul l'avis d'expert au moment de l'évaluation prenant en compte ces différents aspects permettra d'attribuer un niveau de confiance. Le nombre, la pertinence et la fiabilité des données utilisées pour spatialiser les résultats seront pris en compte.

Pour la représentation spatiale de la masse d'eau, le niveau de confiance va dépendre de la couverture spatiale représentée par le réseau de surveillance mais également des conclusions du test « qualité générale » sur le bon ou mauvais état chimique de la masse d'eau. En effet, le test préconise que si plus de 20 % de la surface de la masse d'eau est en mauvais état alors le test déclare la masse d'eau en mauvais état chimique. Dans ce cas, quelle que soit la couverture du

réseau de surveillance, 20 % de la surface de la MESO en mauvais état chimique est un fait avéré. Même si certaines zones ne sont pas couvertes par le réseau de surveillance, la conclusion du test sur l'état chimique de la MESO ne sera pas changée quel que soit l'état chimique de ces zones non représentées. On peut donc attribuer un niveau de confiance élevé au test, niveau de confiance qui pourra être diminué en fonction de la qualité de la sectorisation de la masse d'eau et de la qualité de l'estimateur Mma.

Par contre, dans le cas d'un bon état chimique de la masse d'eau, l'incertitude sur les zones non représentées par un point de surveillance de la qualité chimique des eaux souterraines peut venir modifier les conclusions du test.

Si la surface des zones non représentées est inférieure à l'écart entre le seuil de 20 % et le pourcentage de surface déclarée en mauvais état chimique alors la conclusion du test restera inchangée. Que ces zones non représentées soient en mauvais ou bon état chimique, la surface globale déclarée en mauvais état chimique restera inférieure à 20 %, la MESO restera déclarée en bon état pour ce test auquel on attribue un niveau de confiance élevé.

Si la surface de ces zones non représentées dépasse l'écart entre le seuil de 20 % et le pourcentage de surface déclarée en mauvais état, alors l'état de ces zones non représentées peut modifier les conclusions du test. La question qui se pose est : « Pourquoi ces surfaces ne sont-elles pas représentées ? »

S'il s'agit de zones où l'enjeu et/ou le risque est faible : par exemple de nombreuses zones de petites tailles en bordure de bassin, de zones peu perméables contribuant peu à la ressource, de zones où les pressions anthropiques sont faibles, ou encore sans captages AEP et donc avec de faibles enjeux pour la ressource, on pourra attribuer un niveau de confiance moyen.

Par contre si ces zones sont à risques, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas représentées parce que la dégradation de la qualité de l'eau est connue dans ce secteur, parce que de nombreux captages ont été abandonnés, ou encore parce que la pression anthropique y est forte avec d'importantes zones urbaines et/ou industrialisées, on attribuera alors un niveau de confiance faible.

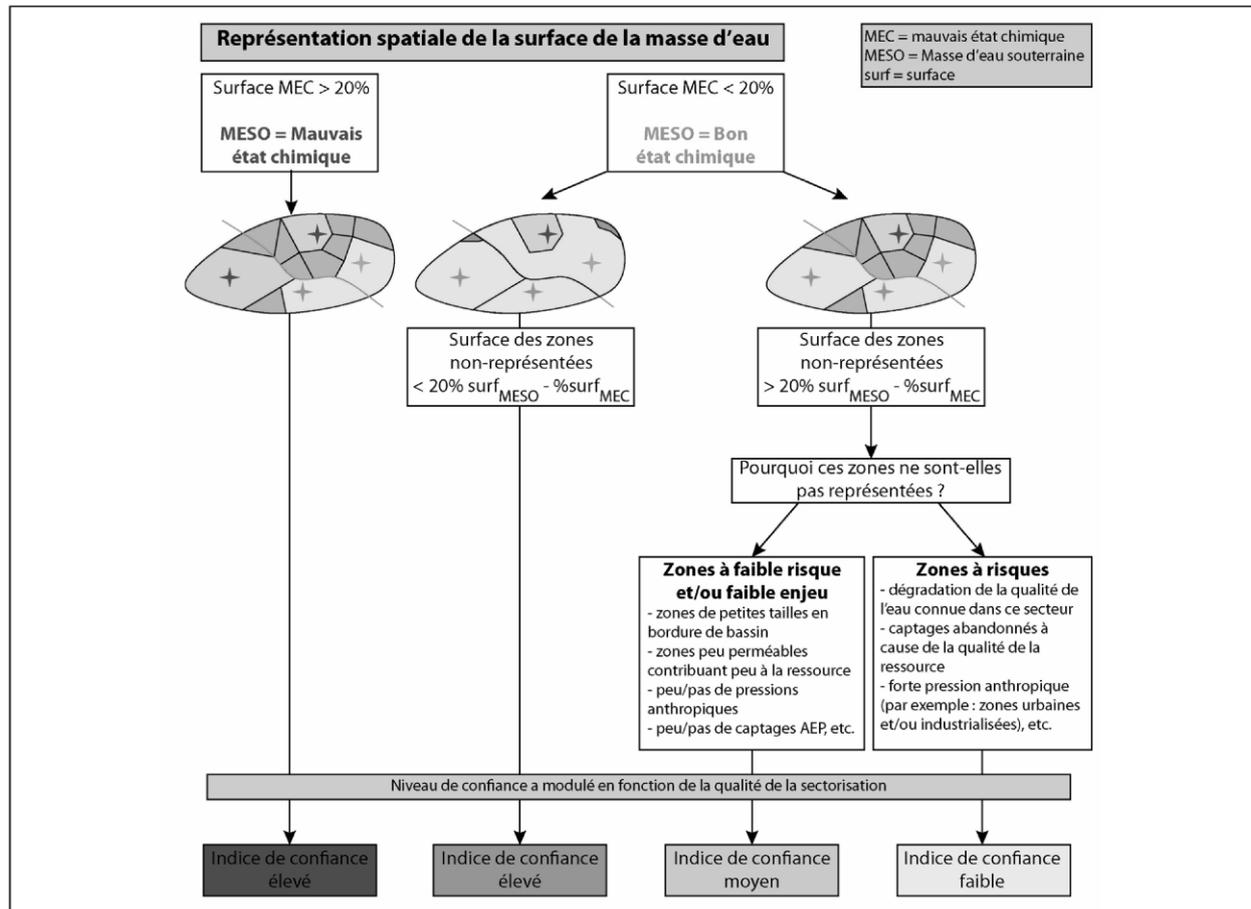


Illustration 18 : Niveau de confiance de la représentativité spatiale des points de surveillance pour le test « qualité générale »

Cet indice de confiance attribué à la représentation spatiale de la surface de la masse d'eau est utilisé pour donner l'indice de confiance du test « qualité générale » à condition qu'un indice de confiance élevé soit attribué à l'estimateur Mma et au découpage de la masse d'eau en sous-secteur. Dans le cas contraire, les indices de confiance attribués seraient diminués à un échelon inférieur. Pour la synthèse à l'échelle du test, le niveau de confiance global sera :

- élevé si toutes les étapes ont un niveau de confiance élevé ;
- faible si toutes les étapes ont un niveau de confiance faible ;
- moyen s'il s'agit d'une combinaison entre différents indices de confiance (élevé, moyen et/ou faible).

5.3. Test eaux de surface et test écosystèmes terrestres

Pour ces deux tests, on considère les échanges eaux souterraines et eaux de surface/écosystèmes terrestres dans le sens où la masse d'eau souterraine pourrait venir contaminer son environnement. Le degré d'informations disponible sur les interactions masse d'eau souterraine et masse d'eau de surface/écosystème terrestre permettra d'évaluer le niveau de confiance de ces tests comme détaillé ci-après :

NIVEAU DE CONFIANCE	INFORMATIONS DISPONIBLES
Elevé	Plusieurs informations cohérentes listées ci-dessous, basées sur un jeu de données fiables et robustes, convergent vers la même conclusion : <ul style="list-style-type: none"> - les données, de bonne qualité, renseignent clairement sur la présence ou non du polluant dans la masse d'eau souterraine et la masse d'eau de surface/l'écosystème terrestre ; - gradient hydraulique mesuré entre masse d'eau souterraine et masse d'eau de surface/écosystème terrestre renseignant ainsi clairement sur la direction des écoulements entre ces deux hydrosystèmes ; - des travaux de modélisation valident le modèle conceptuel et le transfert ou non de polluant ; - etc.
Moyen	Seulement un argument oriente la conclusion du test, des doutes subsistent sur l'origine de la pollution, ou d'autres sources potentielles n'ont pas été vérifiées, ou plusieurs informations sont disponibles mais ne convergent pas vers la même conclusion, ou encore les données ne sont pas suffisantes ou discutables.
Faible	Aucune donnée directe n'est disponible, ou la conclusion du test est basée sur une analogie avec d'autres bassins, ou plusieurs hypothèses subsistent quant à l'origine de la pollution

5.4. Test intrusion salée

Pour ce test, la détermination de la présence d'une salinité élevée dans la masse d'eau dépendra essentiellement de la qualité de la mesure alors que la détection de tendance dépendra également de la longueur des chroniques et de la fréquence d'échantillonnage (Lopez et Leynet, 2011). Pour le rapportage de 2012, la période d'évaluation est fixée à 2007-2010 (cf. paragraphe 4.2.d), cependant la condition première pour l'étude de l'évolution de la qualité des eaux souterraines est de disposer de suffisamment de données pour que l'analyse soit significative d'un point de vue temporel (recul historique suffisant). Pour que l'évaluation soit comparable d'un district à l'autre, une période commune d'évaluation des tendances est adoptée : période 1996-2010.

La longueur des chroniques devra couvrir au moins une année hydrologique sinon le test ne pourra être mené. Le nombre de données par chronique influencera la qualité du test. Lopez et Leynet (2011) déterminent un seuil minimum de 10 valeurs pour l'application de méthodes statistiques autre que la régression linéaire. En dessous de ce seuil, les méthodes statistiques ne peuvent être appliquées. On définit alors 3 niveaux de confiance :

NIVEAU DE CONFIANCE	NOMBRE DE VALEURS DISPONIBLES
Le test ne peut être réalisé	< 10 valeurs ou < 1 année hydrologique
Faible	Entre 10 et 20 données
Moyen	Entre 10 et 50 données
Fort	> 50 données

5.5. Test AEP

La première difficulté pour ce test concerne la disponibilité des données. Comme cela est spécifié précédemment (note paragraphe 4.3.5), certaines informations ne sont pas disponibles dans le référentiel captage soit parce que le champ n'existe pas (par exemple les informations relatives au traitement de l'eau brute et ou encore l'historique du captage) ou que bien souvent le champ existe mais il n'est pas renseigné (date d'abandon du captage ou motif d'abandon). Plus les informations relatives à l'abandon des captages seront manquantes et plus le niveau de confiance du test diminuera.

Un second critère porte sur le nombre de données disponibles par point d'eau (c'est-à-dire par chronique) pour l'identification des tendances. Comme décrit précédemment pour le niveau de confiance du test « intrusion d'eau salée », on se basera sur le nombre de données utilisées pour évaluer la tendance d'évolution des concentrations du polluant concerné par l'enquête appropriée. L'évaluation des tendances sera basée sur la période commune 1996-2010.

CRITÈRE : NOMBRE DE DONNÉES DISPONIBLES par chronique	NIVEAU DE CONFIANCE DU TEST AEP pour l'identification des tendances
> 50 valeurs	Fort
Entre 20 et 50 valeurs	Moyen
Entre 10 et 20 valeurs	Faible
< 10 valeurs ou < à 1 an (1 année hydrologique)	Le test n'est pas réalisé

5.6. Niveau de confiance générale de l'évaluation

Le schéma décisionnel (illustration 19) est inspiré de celui proposé par Ollagnier et *al.* (2009) pour l'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine du bassin Adour-Garonne. La partie supérieure correspond à l'étape 1, l'indice de confiance dépend de la qualité de l'estimateur Mma décrit au paragraphe 5.1. Lorsqu'un point d'eau a déclenché l'enquête appropriée, l'indice de confiance global de l'évaluation va dépendre des indices de confiance attribués à chaque test de l'enquête appropriée. De gauche à droite sont listés les tests, leur pertinence, leur réalisation, le résultat du test (bon/mauvais état) lorsqu'il a été mené et le niveau de confiance attribué.

À droite est indiqué le paramètre pour lequel l'évaluation a été menée, la conclusion sur le bon ou mauvais état de cette masse d'eau et l'indice de confiance global de l'évaluation. Le code de couleur vert/rouge indique si le test est bon/mauvais respectivement, et les nuances clair/moyen/foncé renseignent sur le niveau de confiance faible/moyen/élevé. Lorsqu'on ne peut pas répondre à un test, le test est pertinent mais les données disponibles ne permettent pas de répondre à la question posée, on notera « inconnu » comme résultat du test (illustration 19). Ce schéma permet de visualiser le manque de données qui n'a pas permis de mener certains tests ou qui attribue un faible indice de confiance aux tests menés.

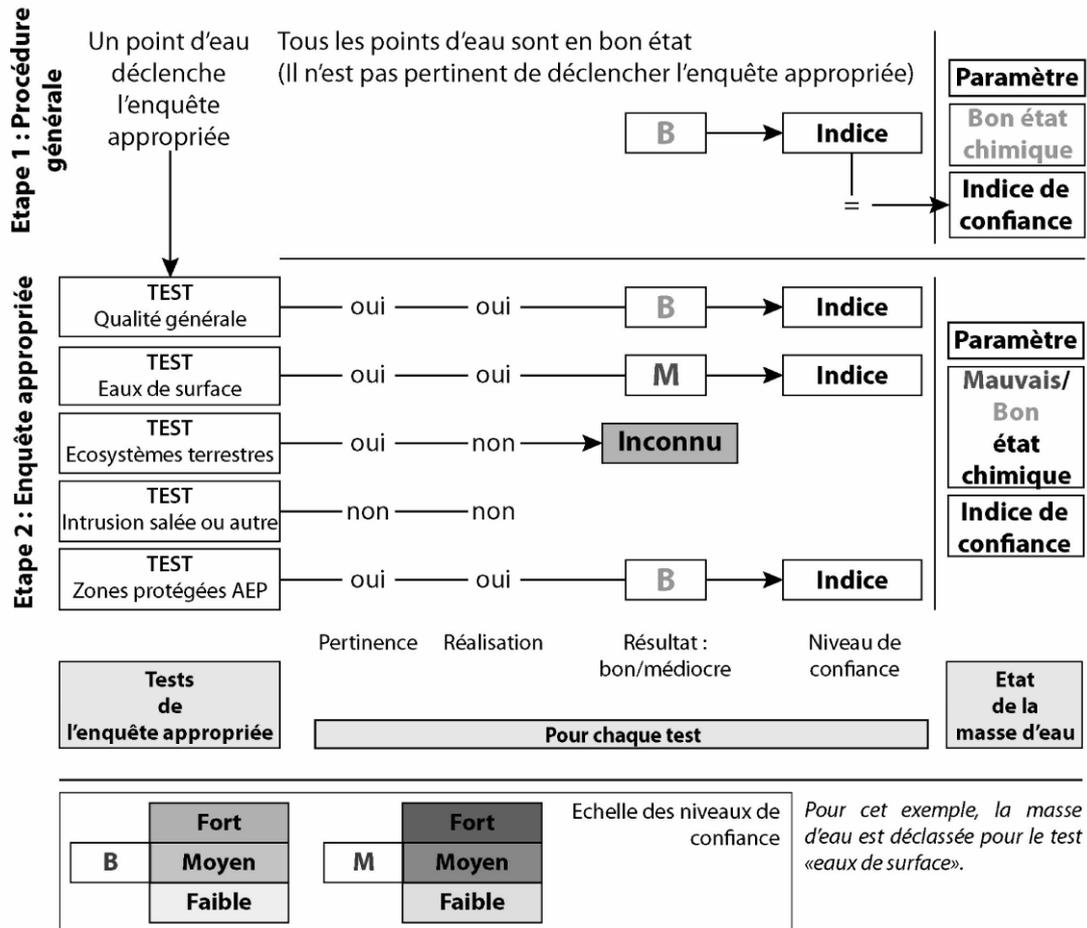


Illustration 19 : Schéma décisionnel d'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau pour un paramètre donné avec indication des indices de confiance

Si l'enquête appropriée n'a pas été menée (tous les points d'eau sont en bon état ou il n'a pas été pertinent de déclencher l'enquête appropriée pour ceux identifiés en mauvais état), la masse d'eau est déclarée en bon état chimique et l'indice de confiance global attribué dépend de celui attribué à l'évaluation de la Mma des différents points d'eau (cf. 5.1). L'évaluation globale de la masse d'eau se résumera à la partie supérieure du schéma (illustration 20).

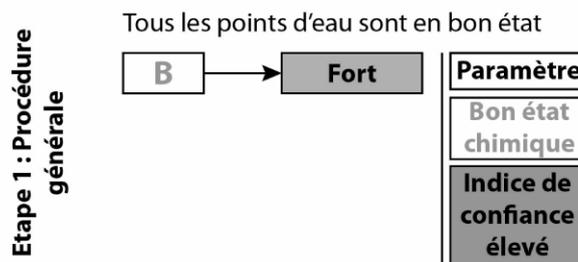


Illustration 20 : Indice de confiance d'une masse d'eau pour laquelle l'enquête appropriée n'est pas pertinente.

Lorsque l'enquête appropriée est déclenchée, l'indice de confiance global dépend de l'indice de confiance attribué à chaque test mais également du nombre de tests pertinents menés :

Si la masse d'eau est en mauvais état, l'indice de confiance global dépend du ou des tests qui ont déclassé la masse d'eau. L'indice de confiance global sera l'indice de confiance le plus élevé des tests qui ont déclassé la masse d'eau. Dans l'exemple ci-après (illustration 21), la masse d'eau est en mauvais état chimique pour le test « eaux de surface » avec un indice de confiance élevé.

Si la masse d'eau est en bon état, l'indice de confiance global dépend des tests de l'enquête appropriée réalisés. L'indice de confiance le plus faible donne l'indice de confiance global de l'évaluation. Dans l'exemple ci-après (illustration 22), la masse d'eau est en bon état, l'ensemble des tests menés conclus au bon état chimique, l'indice de confiance pour le test « zones protégées AEP » est faible, ce qui donne un indice de confiance faible à l'évaluation globale.

Il est important d'ajouter que si plusieurs tests pertinents n'ont pas été menés par manque de données ou pour d'autres raisons, alors l'indice de confiance global de l'évaluation sera diminué.

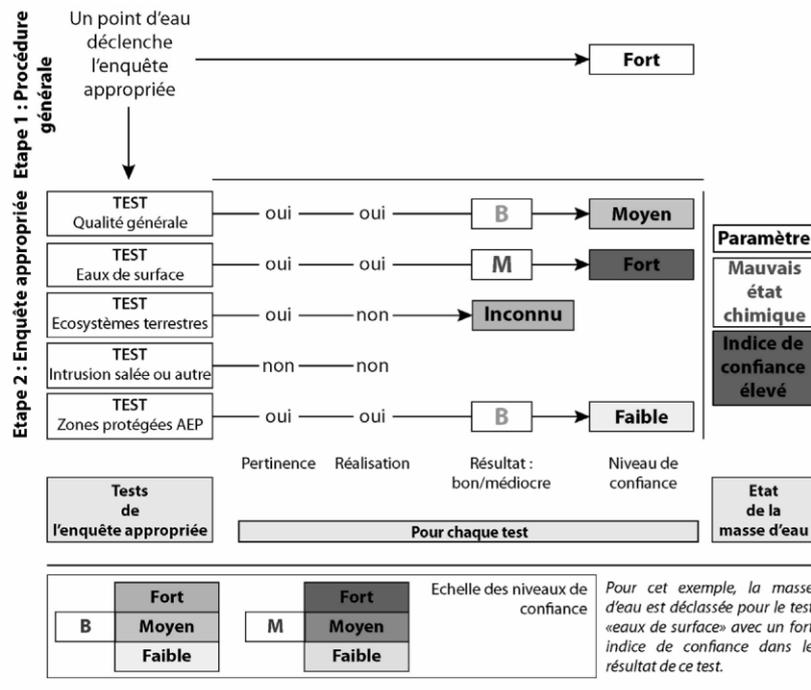


Illustration 21 : Exemple d'indice de confiance global pour une masse d'eau en mauvais état chimique

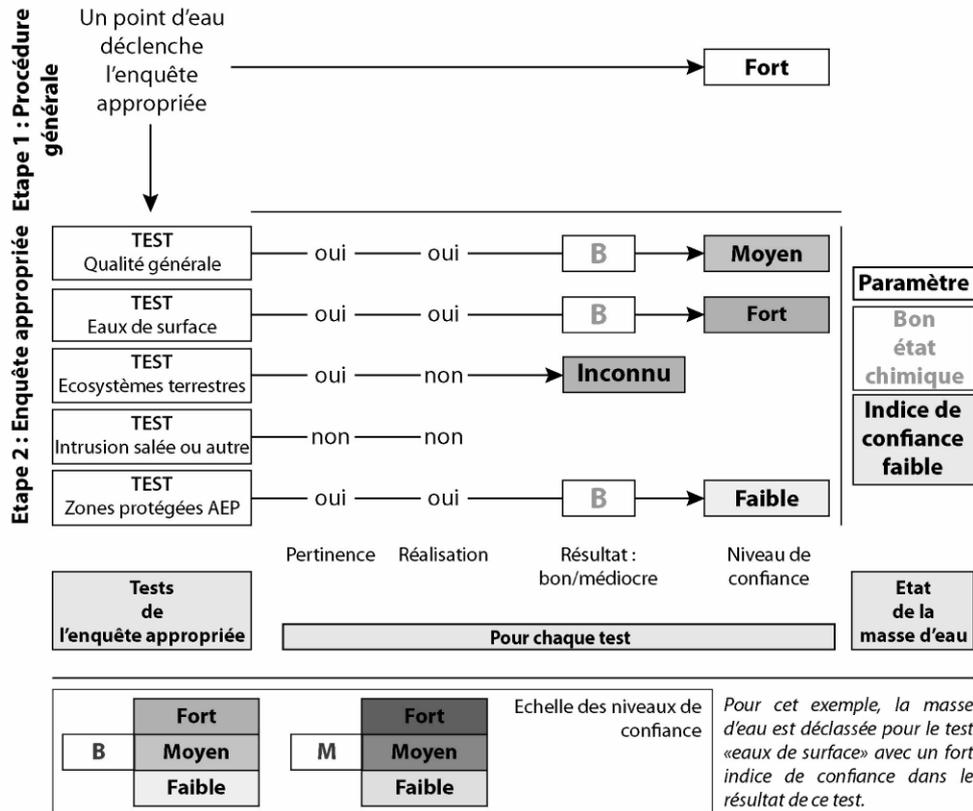


Illustration 22: Exemple d'indice de confiance global pour une masse d'eau en bon état chimique

6. Annexes

ANNEXE I

RECOMMANDATIONS POUR DÉFINIR UNE VALEUR SEUIL PERMETTANT DE PROTÉGER LES MASSES D'EAU DE SURFACE ASSOCIÉE

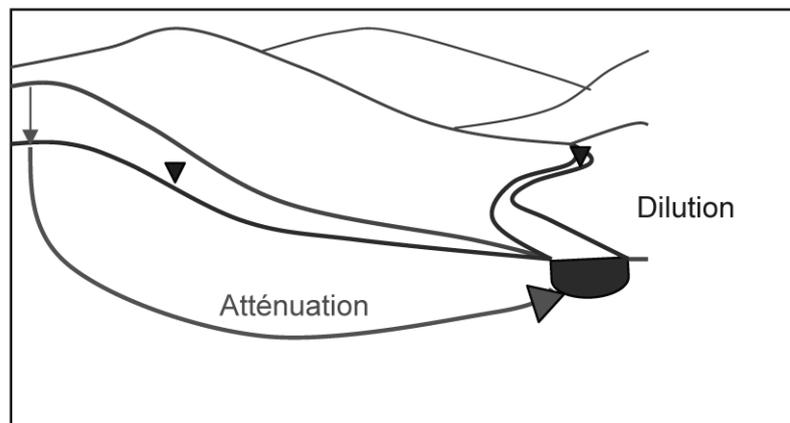
Lorsque les eaux de surface ou les écosystèmes terrestres sont identifiés comme des critères pertinents (des récepteurs à protéger) pour la définition des valeurs seuils, il convient d'utiliser les NQE (normes de qualité environnementale) fixées par la directive 2008/105/CE ou toute autre valeur écotoxicologique pertinente, définie à l'échelle locale ou nationale.

Lors de son transfert depuis un site de surveillance vers un cours d'eau associé, la concentration d'un polluant est susceptible d'être d'une part atténuée dans la nappe, et d'autre part d'être diluée par le débit amont du cours d'eau. C'est pourquoi cette notion de facteur d'atténuation (FA) et de dilution (FD) a été prévue au niveau européen (en particulier par les Anglais et les Néerlandais qui mènent beaucoup d'études sur les relations nappes-rivières et qui, pour les Anglais en tout cas, ont délimité leurs masses d'eau en fonction de ces relations).

Au niveau national, si les connaissances disponibles et l'échelle de travail le permettent, il est possible d'utiliser de tels facteurs. Dans le cas contraire, il est recommandé de simplifier la démarche et d'appliquer des facteurs = 1.

$$FD = FA = 1$$

Cette démarche est simple, mais il est vrai qu'elle pose le problème de la pertinence d'appliquer une NQE, potentiellement stricte à la nappe. Il faut cependant toujours garder à l'esprit que les valeurs seuils ne sont qu'une première étape du processus d'évaluation de l'état chimique. Même si les valeurs seuils sont un peu plus basses qu'elles ne devraient, il reste toujours l'enquête appropriée pour justifier de telle ou telle particularité. C'est ainsi une sorte de principe de précaution.



ANNEXE II

RECOMMANDATIONS POUR DÉFINIR LA CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE D'UNE MASSE D'EAU

Conformément aux recommandations du projet BRIDGE (Muller et *al.*, 2006) et à la démarche adoptée dans les études méthodologiques sur les fonds géochimiques (Chery, 2006), il est recommandé, pour chaque masse d'eau, de procéder ainsi :

- sélection des données à utiliser : pour chaque point d'eau, afin de ne conserver qu'une seule analyse, un tri par les critères suivants peut être réalisé (*cf.* Chery, 2006 pour plus de détails) :
 - donnée la plus représentative en termes d'analyse ;
 - l'analyse la plus récente, avec de meilleurs résultats liés à l'amélioration des techniques analytiques, et aux démarches qualité introduites dans les laboratoires d'analyse ;
 - l'analyse présentant le moins de signes d'un apport anthropique lorsque le point est suivi sur plusieurs années ;
 - l'analyse avec le maximum de paramètres mesurés ;
 - une sélection par les balances ioniques ;
- à partir de ces données, sélection des analyses non influencées par les activités anthropiques et valides, c'est-à-dire répondant aux critères suivants :
 - $\text{NO}_3 < 10$ mg/l (nappes libres) ;
 - balance ionique inférieure à 20 % ;
- puis le calcul de la concentration de référence est : CR = percentile 90 des valeurs restantes.

Remarques :

- utiliser toutes les données disponibles pose le problème de la représentativité des résultats. Il risque en effet d'y avoir une surreprésentation des données DDASS et donc potentiellement d'une partie de la masse d'eau si les captages sont plus nombreux sur une zone. Une autre solution consisterait à ne garder que les données du RCS. Mais il y a alors le risque de ne pas avoir suffisamment de données « non influencées » par les activités humaines ;
- cette démarche pose également un problème de représentativité temporelle (à l'échelle annuelle et interannuelle). En mélangeant toutes les années disponibles on introduit un biais potentiel puisque d'un point à l'autre les années disponibles diffèrent (les contextes climatiques et les pressions aussi) ;
- pour éviter les biais évoqués ci-dessus, une solution simple serait d'utiliser les valeurs statistiques nationales calculées pour chaque type d'aquifère (Chery, 2006) ;
- bien entendu, le fond géochimique d'une masse d'eau, compte tenu de son hétérogénéité, n'est jamais une valeur unique et uniforme. La concentration de référence ne doit pas être comprise comme le fond géochimique au sens strict (qui devrait être présenté comme une gamme de concentrations) mais comme une valeur indicative. Encore une fois, les valeurs seuils ne sont que la première étape d'une démarche qui aboutit à l'évaluation du bon état chimique d'une masse d'eau. Si le calcul de la concentration de référence est erroné ou si il n'est pas représentatif, il reste toujours l'enquête appropriée pour justifier d'une valeur locale potentiellement supérieure à la CR par exemple.

ANNEXE III

CHAMPS DU RÉFÉRENTIEL AEP

NOM DU CHAMP	TYPES DE DONNÉES
Type d'eau (ESO/ESU)	Texte
Code Dept DDASS_Gestionnaire	Texte
Code national captage	Texte
Nom captage	Texte
Champ captant (O/N)	Texte
Date DUP	Texte
Etat DUP	Texte
Débit maximal autorisé DUP	Numérique
Date de début d'usage	Texte
Code usage principal	Texte
Libellé usage principal	Texte
Date d'abandon	Texte
Motif d'abandon	Texte
Positionnement au centroïde de la commune (O/N)	Texte
X L 2E ou local(DOM/COM) (m)	Numérique
Y L 2E ou local(DOM/COM) (m)	Numérique
X L 93 ou WGS84(DOM/COM)	Numérique
Y L 93 ou WGS84(DOM/COM)	Numérique
Code INSEE commune	Texte
Indice BSS de SISE-EAUX	Texte
Désignation BSS de SISE-EAUX	Texte
Date arrêté de délimitation de l'AAC	Texte
Date arrêté du programme d'action sur l'AAC	Texte
État d'avancement de la procédure AAC	Texte
Autres captages concernés par la même AAC	Texte
Volume prélevé (m³/j)	Texte
AAC inscrit au SDAGE (O/N)	Texte
Captage Grenelle (O/N)	Texte
Captage prioritaire	Texte
Code BSS	Texte
Commune du dossier	Texte
Commune actuelle	Texte

NOM DU CHAMP	TYPES DE DONNÉES
X L 2E ou local(DOM/COM) (m)	Texte
Y L 2E ou local(DOM/COM) (m)	Texte
X L 93 ou WGS84(DOM/COM)	Texte
Y L 93 ou WGS84(DOM/COM)	Texte
Altitude (m)	Numérique
Référentiel altimétrique	Texte
Profondeur d'investigation (m)	Texte
Nature du point d'eau	Texte
Origine du champ Nature	Texte
Mode de gisement	Texte
Fracturé (O/N) au droit du point d'eau	Texte
Entité hydrogéologique BDRHFV1	Texte
Date d'affectation à l'entité	Texte
Masse d'eau	Texte
Date d'affectation à la masse d'eau	Texte

ANNEXE IV

FICHES SYNTHÉTIQUES POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES

Étape 1 de la procédure générale

Type de points d'eau : tous les points d'eau disposant de données pour le paramètre concerné.
Mma = moyenne des moyennes annuelles des concentrations du paramètre considéré.
Freq = fréquence de dépassement de la norme ou valeur seuil du paramètre considéré.
Période de référence : 2007-2010

Les données :

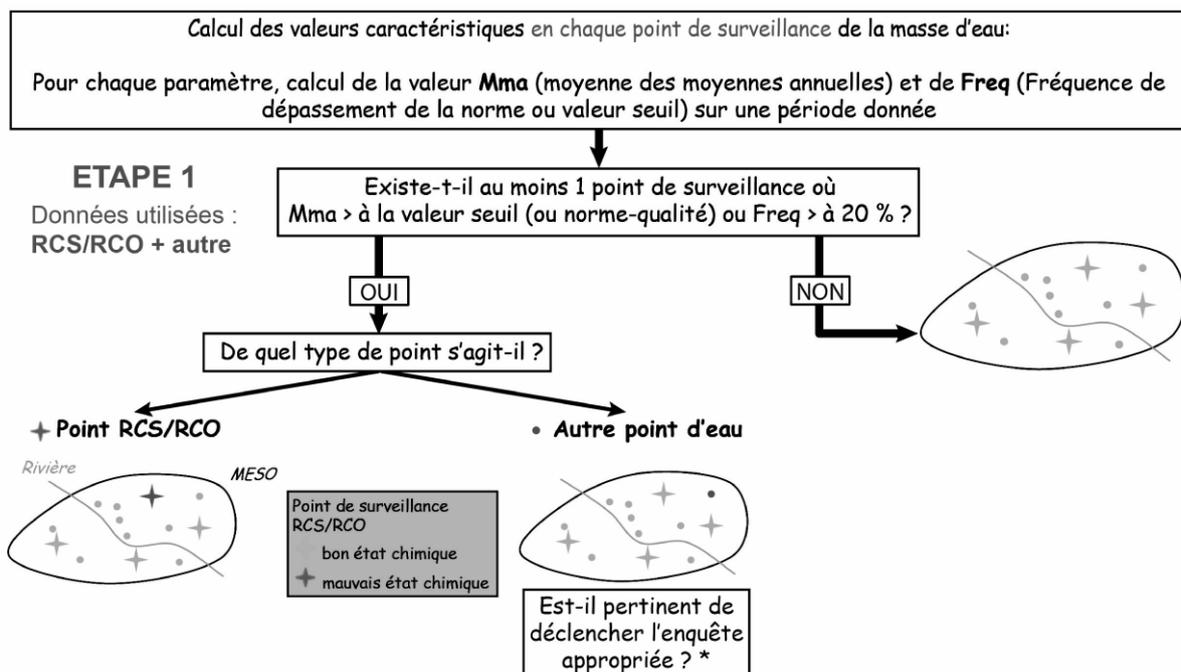
Écarter les points d'eau des réseaux DRIRE.

Pour le calcul d'une somme de paramètres :

- si la concentration mesurée < LQ alors valeur de calcul = 0 ;
- si toutes les concentrations mesurées < LQ alors somme = LQmax (LQ la plus haute de la série).

Pour le calcul de Mma :

- si la concentration mesurée < LQ alors valeur de calcul de Mma = LQ/2.



Étape 2 de la procédure générale : l'enquête appropriée

Test « qualité générale »

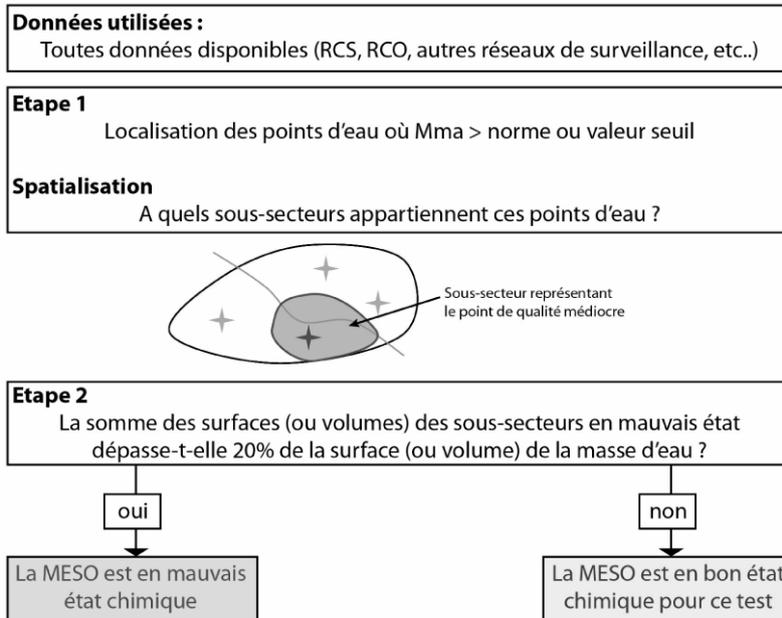
Objectif : évaluer la proportion de masse d'eau affectée par une pollution.

Type de points d'eau : tous les points d'eau avec priorité sur les points d'eau RCS et RCO.

Difficulté : sectorisation de la masse d'eau, définition des aires de représentativité des points d'eau.
Alternative : en se basant sur l'approche développée par Moly (2009) sur le bassin Adour-Garonne, quatre situations ont été mises en évidence :

1. Pour l'ensemble des stations $Mma < \text{norme}$ (ou valeur seuil) : la masse d'eau est en bon état pour ce test.
2. Pour la majorité des stations $Mma > \text{norme}$ (ou valeur seuil) : la masse d'eau est en mauvais état pour ce test.
3. Pour une ou plusieurs stations $Mma > \text{norme}$ (ou valeur seuil) : faire une recherche spécifique sur l'origine de la pollution pour vérifier si la pollution est anecdotique (masse d'eau en bon état) ou non (masse d'eau en mauvais état).

4. Large déficit d'informations : utilisation de l'analyse de risque effectuée lors de la caractérisation de la masse d'eau.



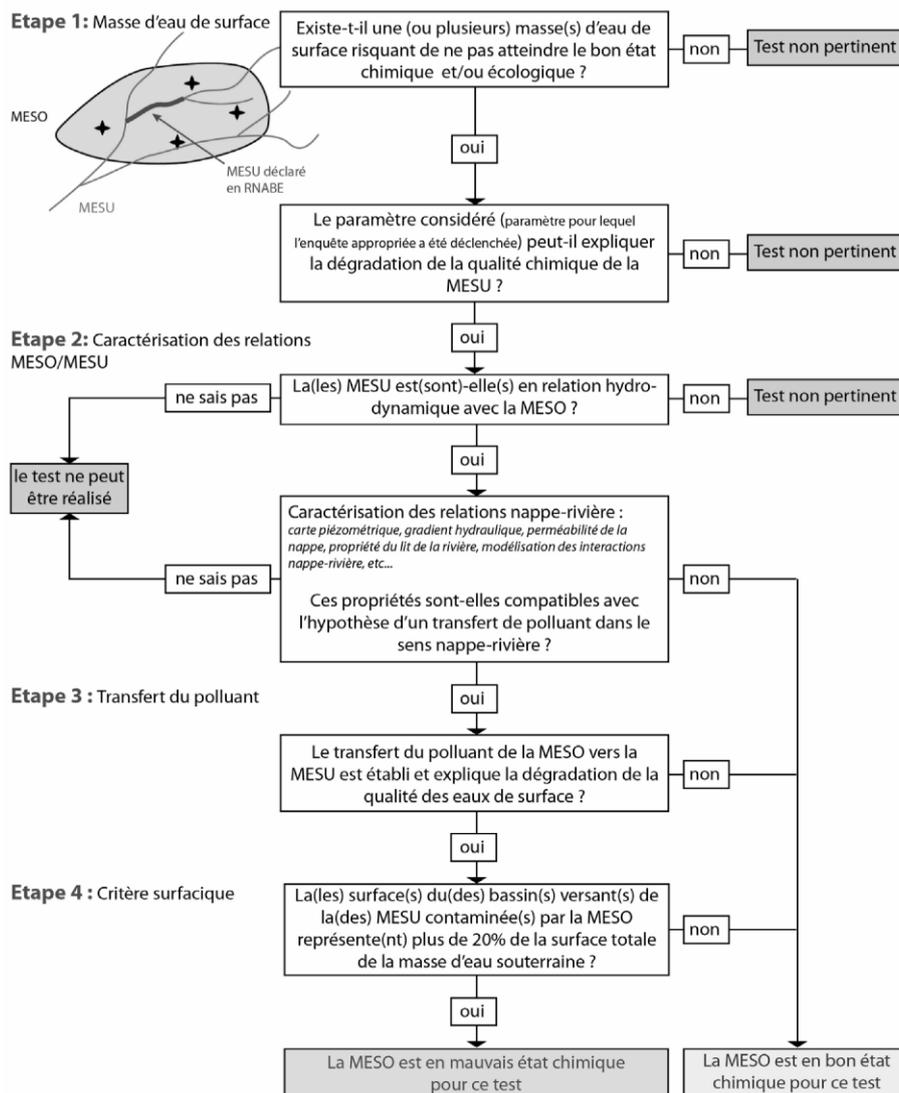
Test « eaux de surface »

Objectif : identifier si MESU sont dégradées à cause d'une pollution des eaux souterraines.

Domaine d'application : toutes les MESU diagnostiquées en état écologique ou chimique moyen, médiocre ou mauvais à l'issue du rapportage de 2010.

Difficulté : quantifier le transfert de polluant entre MESO et MESU.

Agrégation à l'échelle de la masse d'eau : utilisation d'un critère de surface en sommant les surfaces des bassins versants des MESU en mauvais état à cause du mauvais état qualitatif de la MESO, si cette surface totale excède 20 %, la masse d'eau est déclarée en mauvais état pour ce test.

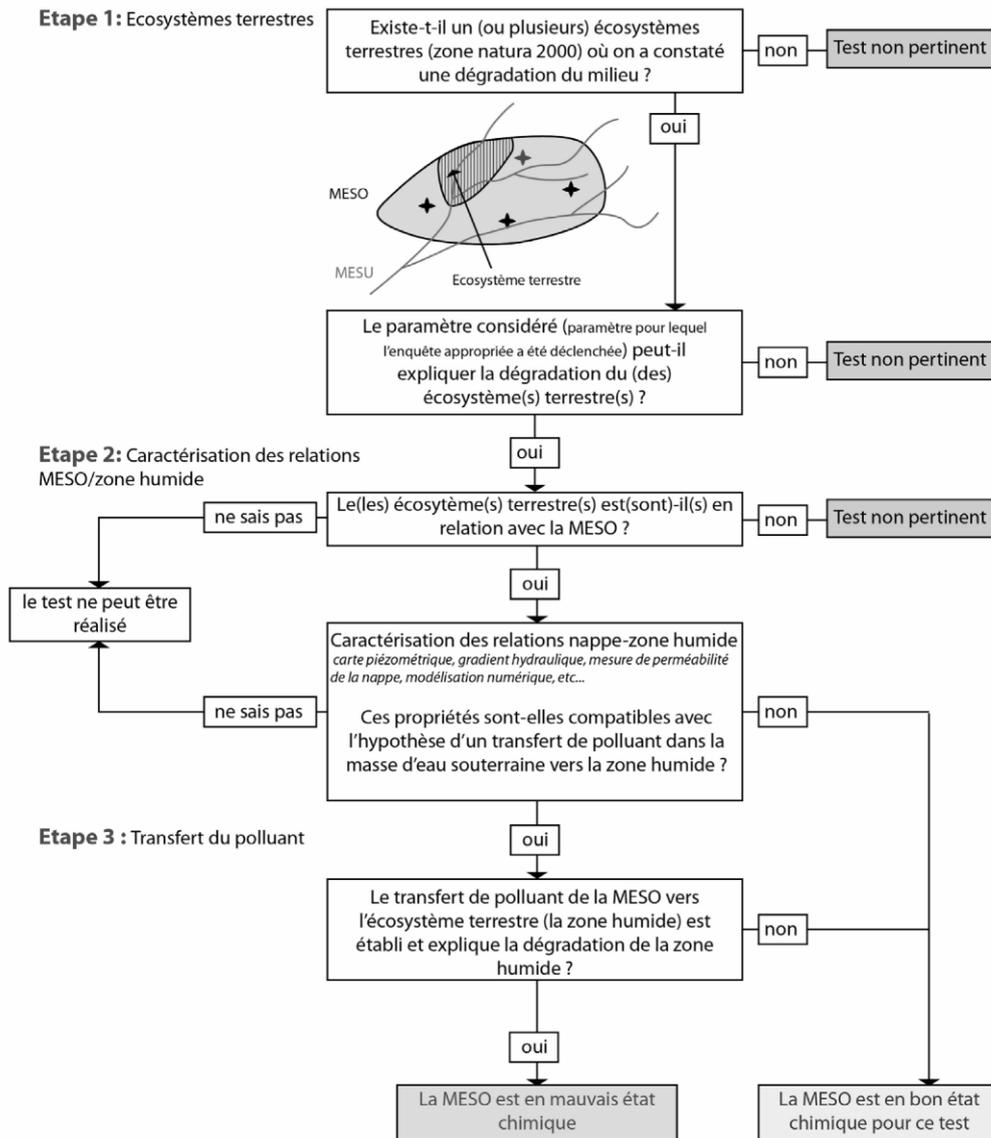


Test « écosystèmes terrestres »

Objectif : identifier les écosystèmes terrestres dont la qualité est dégradée à cause d'une pollution des eaux souterraines.

Domaine d'application : tous les écosystèmes terrestres à l'aplomb de la MESO considérée.

Difficulté : l'absence de surveillance des zones humides rend difficile le diagnostic sur un état de dégradation, et le manque de connaissances sur les relations entre zones humides et eaux souterraines rend difficile le diagnostic sur un transfert de polluant venant dégradé l'écosystème terrestre.



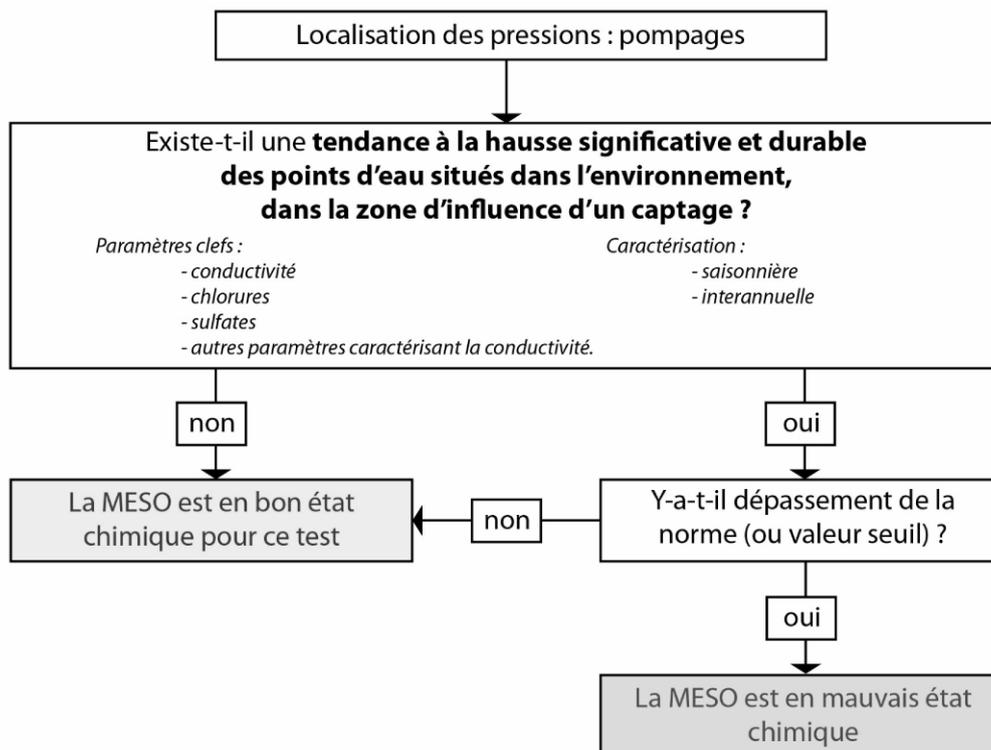
Test « intrusion salée ou autre »

Objectif : identifier une intrusion salée de type marine ou autre due à une surexploitation de la ressource en eau.

Types de point d'eau : tous les points d'eau situés dans la zone d'influence ou dans l'environnement d'un captage.

Période d'analyse de tendance : 1996-2010.

Difficulté : définir des tendances « significatives et durables » sur des chroniques discontinues ou trop courtes pour faire une analyse rigoureuse.



Test « zones protégées pour l'AEP »

Objectif : mettre en évidence une dégradation de la ressource en eau utilisée pour l'AEP, dégradation apparaissant pendant la période de référence 2007-2010 ou qui a débuté avant 2007 et qui perdure pendant la période de référence.

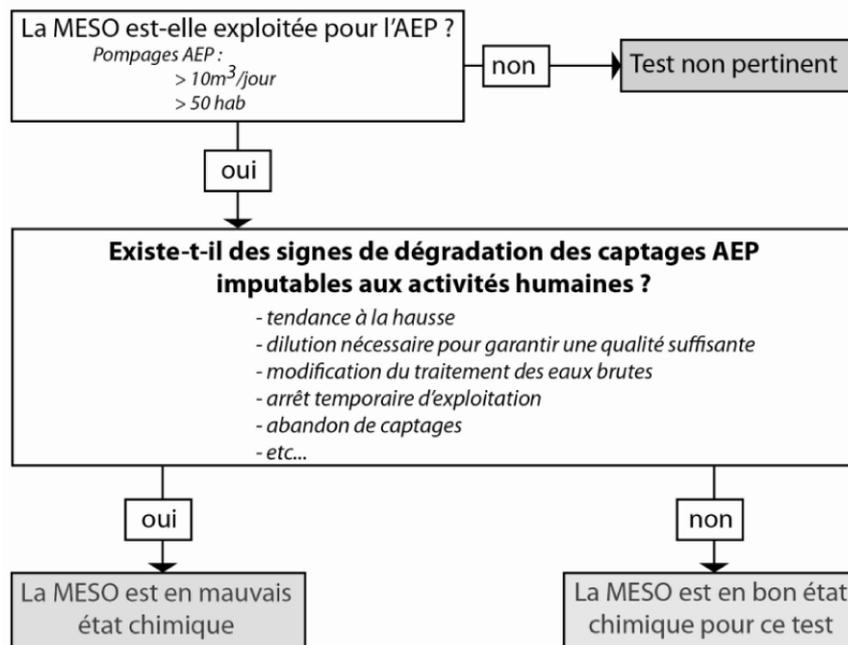
Type de points d'eau : tous les points de captages AEP de plus de 10 m³/jour ou desservant plus de 50 habitants.

Difficulté : de nombreuses données peuvent manquer dans le référentiel « captages AEP », ce qui peut rendre l'application du test difficile.

Aggrégation à l'échelle de la masse d'eau : si la ressource AEP est dégradée de manière significative, elle est déclarée en mauvais état pour ce test. Cette évaluation sera basée sur un examen « à dire d'expert » des informations suivantes :

- nombre et localisation des captages abandonnés, dates et motifs d'abandon ;
- augmentation du degré de traitement ;
- recours à un mélange pour distribuer une eau conforme à la réglementation ;
- identification de tendance à la hausse de polluant avec dépassement de la norme ou valeur seuil.

Ces informations seront analysées au regard du contexte de la masse d'eau et des caractéristiques des captages (AAC, enjeux associés, notamment dans le cadre du Grenelle de l'environnement et des SDAGE, etc.). Ce « dire d'expert » devra si possible mobiliser les personnes et autorités compétentes comme l'ARS et les collectivités locales).



ANNEXE IV

GUIDE D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT QUANTITATIF DES MASSES D'EAU SOUTERRAINE

Articles L. 212-1 IV-3 et R. 212-12 du code de l'environnement.

Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Septembre 2012.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction

1. Rappel des exigences réglementaires

- 1.1. *Définition du bon état quantitatif*
- 1.2. *Caractérisation de l'état quantitatif*

2. Principes généraux, définitions et problématique

- 2.1. « *Modèles conceptuels* »
- 2.2. *Rappel de la problématique*
- 2.3. *Interactions entre eaux souterraines, eaux de surface et écosystèmes terrestres associés*
- 2.4. « *Invasion salée ou autre* »

3. Procédure d'évaluation du bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine

- 3.1 *Procédure générale*
- 3.2. *Test : équilibre prélèvement/ressource*
- 3.3. *Test : eaux de surface*
- 3.4. *Test : écosystèmes terrestres associés*
- 3.5. *Test : intrusion salée ou autre*
- 3.6. *Niveau de confiance de l'évaluation*

ANNEXE – FICHES SYNTHÉTIQUES POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT QUANTITATIF DES EAUX SOUTERRAINES

Abréviations

DCE – directive cadre sur l'eau 2000/60/CE

MESO – masse d'eau souterraine

RNAOE – risque de non-atteinte des objectifs environnementaux

WGC – « Working Group C – Groundwater » (groupe de travail de la Commission européenne sur les eaux souterraines)

Introduction

Les objectifs fixés par la directive du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau dite « directive-cadre sur l'eau » (DCE) pour atteindre le bon état quantitatif sont :

- 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 ;
- d'éviter une altération significative de l'état chimique et/ou écologique des eaux de surface liée à une baisse d'origine anthropique du niveau piézométrique ;
- d'éviter une dégradation significative des écosystèmes terrestres dépendants des eaux souterraines en relation avec une baisse du niveau piézométrique ;
- d'empêcher toute invasion saline ou autre liée à une modification d'origine anthropique des écoulements.

Une masse d'eau souterraine n'est en bon état que si tous ces objectifs sont respectés.

En droit français, ces objectifs sont repris dans l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

L'objectif du présent guide est de clarifier la procédure d'évaluation du bon état quantitatif telle qu'elle est exigée par l'article 3 de l'arrêté du 17 décembre 2008. Après un rappel des exigences réglementaires et des principes généraux qui accompagnent l'évaluation, ce guide apporte dans sa troisième partie des précisions sur la procédure à appliquer pour évaluer le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine. Ce guide tient compte des travaux nationaux du groupe « DCE – eaux souterraines » et des travaux du groupe européen WGC2 « Status and trends » dont les recommandations ont été approuvées par les directeurs de l'eau le 24 novembre 2008 à Paris (European Commission, 2009a).

Le présent guide, ainsi que les documents signalés sont disponibles sur le site res'eau des acteurs du SIE.

<http://www.reseau.eaufrance.fr/ressource/guides-evaluation-etat-masses-eau-souterraines>

Le présent document étant par ailleurs disponible sur le site Internet du ministère

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/>

1. Rappel des exigences réglementaires

Le chapitre suivant ne présente que les exigences réglementaires de la directive-cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE déclinées en France, notamment au IV de l'article L. 212-1 du code de l'environnement, aux articles R. 212-12 et R. 212-21-1 du code de l'environnement et dans l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines

1.1. Définition du bon état quantitatif

La définition du bon état quantitatif figure à l'article R. 212-12 du code de l'environnement : « L'état quantitatif d'une eau souterraine est considéré comme bon lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation en eau des écosystèmes aquatiques de surface et des zones humides directement dépendantes en application du principe de gestion équilibrée énoncé à l'article L. 211-1. »

En pratique, les objectifs à atteindre pour le bon état quantitatif sont :

- 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 ;
- d'éviter une altération significative de l'état chimique et/ou écologique des eaux de surface liée à une baisse d'origine anthropique du niveau piézométrique ;
- d'éviter une dégradation significative des écosystèmes terrestres dépendants des eaux souterraines en relation avec une baisse du niveau piézométrique ;
- d'empêcher toute invasion saline ou autre liée à une modification d'origine anthropique des écoulements.

Une masse d'eau souterraine n'est en bon état que si tous ces objectifs sont respectés.

1.2. Caractérisation de l'état quantitatif

Au 2.2.4 de l'annexe V de la DCE sont apportées quelques précisions sur les conditions d'interprétation des résultats obtenus dans le cadre de la surveillance, et sur la présentation de l'état quantitatif des eaux souterraines :

« Les résultats découlant du réseau de surveillance pour une masse d'eau ou un groupe de masses d'eau souterraine sont utilisés pour l'évaluation de l'état quantitatif de cette masse ou de ces masses. Sous réserve du point 2.5 ci-dessous, les États membres fournissent une carte de l'évaluation résultante sur laquelle l'état quantitatif des eaux souterraines est indiqué par les couleurs suivantes :

Bon : vert,

Médiocre : rouge ».

Contrairement à l'état chimique, la DCE et donc ses textes d'application en droit français ne précisent pas si l'évaluation de l'état quantitatif doit s'appliquer à toutes les masses d'eau (ou groupe de masses d'eau) ou aux masses d'eau à risque uniquement. Pour l'évaluation de l'état des masses d'eau à réaliser dans le cadre de la mise à jour de l'état des lieux 2013, l'évaluation de l'état devra être réalisée en priorité pour les masses d'eau souterraine identifiées à risque ou à doute ainsi que pour les masses d'eau à enjeux (AEP, Natura 2000 ou en lien avec masses d'eau de surface...).

Cependant, afin de simplifier la procédure et d'éviter toute erreur liée à une évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux insuffisante, l'évaluation sera dans la mesure du possible réalisée pour toutes les masses d'eau, quels que soient leur état et leur classement en RNAOE.

2. Principes généraux, définitions et problématique

Ce chapitre présente les concepts qui accompagnent la procédure d'évaluation de l'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine.

2.1. « Modèles conceptuels »

Le concept de modèle conceptuel est un concept que l'on retrouve dans tous les guides européens et qui n'est encore que peu ou pas développé en France. Il a pourtant l'avantage par le travail de conceptualisation qu'il nécessite de permettre :

- de récapituler toutes les informations disponibles sur une masse d'eau ;
- d'identifier facilement celles qui manquent et par conséquent les actions à engager ;
- de capitaliser et pérenniser les connaissances des experts sur les masses d'eau ;
- de suivre les évolutions des connaissances dans le temps.

Son degré de complexité est proportionnel aux connaissances et aux enjeux sur les masses d'eau et peut évoluer dans le temps. Il est donc recommandé dans la mesure du possible de mettre en place un modèle conceptuel pour un maximum de masses d'eau.

2.1.1. Définition

Les concepts suivants sont issus du groupe européen C « Groundwater » dont un des sous-groupes a rédigé le document guide n° 26 sur l'évaluation du risque et l'utilisation des modèles conceptuels (European Commission, 2010).

Les modèles conceptuels sont avant tout un moyen de décrire (et parfois de quantifier) les caractéristiques, les processus et les interactions des différents compartiments d'un hydrosystème. Appliqués aux eaux souterraines, les modèles conceptuels permettent de décrire les caractéristiques des structures hydrogéologiques et anthropogéniques du système, les processus hydrauliques, hydrogéochimiques et hydrobiologiques y compris leurs interactions.

En fonction des questions à résoudre, le modèle conceptuel évolue d'une approche simplifiée vers une description complexe de la masse d'eau.

Au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles connaissances, les modèles conceptuels évoluent, sont révisés, se complexifient.

2.1.2. Utilisation des modèles conceptuels « eaux souterraines » dans le cadre de la DCE

À plusieurs reprises, la DCE recommande d'utiliser, pour les eaux souterraines un modèle conceptuel de la masse d'eau. C'est en particulier le cas pour les étapes suivantes :

- caractérisation des masses d'eau et évaluation du risque de non-atteinte du bon état ;
- élaboration des réseaux de surveillance de l'état quantitatif et chimique des masses d'eau souterraine ;
- mise en place du programme de mesures ;
- évaluation de l'état quantitatif et chimique des masses d'eau souterraine.

L'illustration ci-dessous résume le rôle des modèles conceptuels dans la gestion des eaux souterraines.

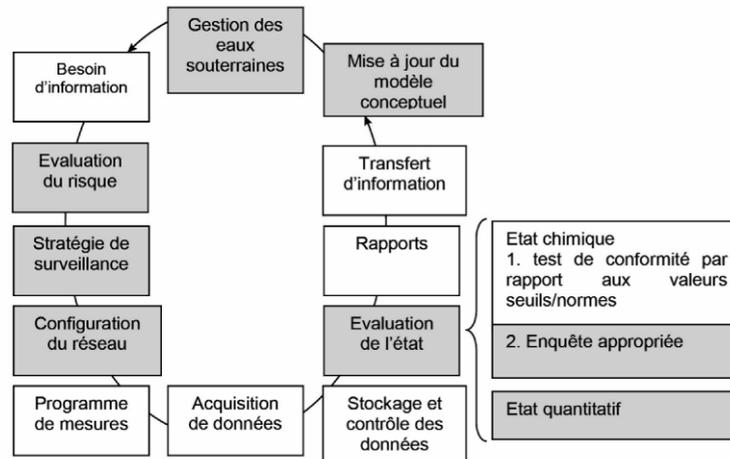


Illustration 1 : rôle des modèles conceptuels dans la gestion des eaux souterraines (en bleu/grisé les étapes clés où l'utilisation de modèles conceptuels est utile voire indispensable). D'après "Guidance on Risk Assessment and the Use of Conceptual Models for Groundwater, European Commission, 2010".

Les modèles conceptuels doivent également permettre d'améliorer les voies et moyens d'atteindre le bon état quantitatif.

À titre d'illustration également, le schéma suivant développe comment le modèle conceptuel d'une masse d'eau peut être utilisé lors de la définition du programme de surveillance (MEDD, 2003 d'après European Commission, 2003).

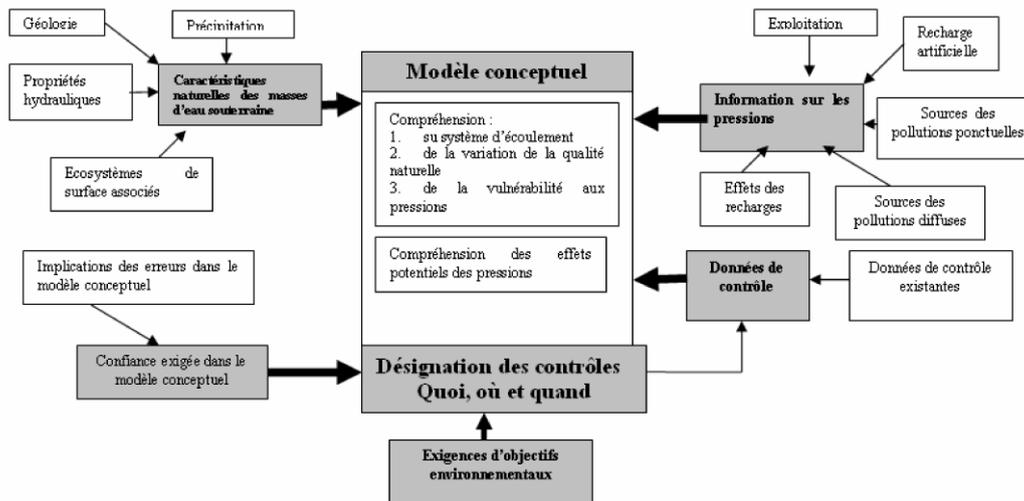


Illustration 2 : Exemple d'utilisation d'un modèle conceptuel dans le cadre de la mise en place des réseaux de surveillance (MEDD, 2003 d'après European Commission, 2003).

2.2. Rappel de la problématique

Que ce soit pour suivre les définitions du bon état quantitatif des eaux souterraines de la DCE ou tout simplement tenter d'apprécier l'état et l'évolution du niveau des nappes, il apparaît important de ne pas se limiter à l'exploitation des résultats issus du réseau national de surveillance. Plusieurs éléments justifient ce constat :

- les travaux menés pour faire évoluer le réseau piézométrique montrent qu'il sera difficile de représenter certaines zones (par manque de points disponibles ou encore par manque de moyens financiers). Le réseau ne sera donc pas parfaitement représentatif de l'état quantitatif global des masses d'eau souterraine ;
- l'interprétation des chroniques issues de ce réseau peut être délicate (influence des prélèvements et des conditions climatiques difficiles à identifier, chroniques disponibles insuffisantes...).

Le guide européen sur le bon état quantitatif confirme cette approche et recommande également de ne pas se contenter de l'interprétation des données piézométriques : « la DCE indique que le niveau de l'eau souterraine devrait être le principal paramètre pour évaluer le bon état quantitatif [Annexe V.2.1.1]. Cependant, bien que la surveillance des niveaux d'eau soit essentielle pour déterminer les impacts et identifier les tendances à long terme, elle est insuffisante en soit et d'autres paramètres et informations seront généralement nécessaires ».

L'interprétation des chroniques issues du réseau de surveillance ne peut que constituer le point de départ de l'évaluation.

Cette analyse des chroniques et la comparaison avec les conditions climatiques de chaque année constituera un élément essentiel pour définir si une masse d'eau est en mauvais état ou non.

Il existe d'autres indicateurs dont le caractère intégrateur permet, sur certaines masses d'eau, d'apprécier le niveau de celles-ci. Il s'agit en particulier du niveau des cours d'eau et de l'état des écosystèmes terrestres associés aux eaux souterraines. Ce critère constitue en outre un objectif à part entière de la DCE et un élément du bon état quantitatif des eaux souterraines (non-détérioration de l'état des cours d'eau et des écosystèmes terrestres associés).

Cette démarche utilisant plusieurs critères et non pas seulement les données issues du réseau piézométrique est justifiée par le fait que ces données ne suffisent pas à estimer l'état quantitatif d'une nappe. Un certain nombre de masses d'eau ne dispose que d'un point de surveillance. D'autre part, dans la perspective de respecter les objectifs de la DCE et en particulier la non-détérioration de l'état des systèmes de surface associés, cette approche paraît pertinente.

Ainsi certaines données apparaissent comme essentielles pour la réalisation des tests décrits dans le guide européen, il s'agit :

- des prélèvements en nappe et en rivière ;
- de l'estimation de la recharge des aquifères et plus généralement de la ressource ;
- des paramètres permettant de mettre en évidence un éventuel déséquilibre quantitatif des systèmes superficiels (cours d'eau et zones humides) et leurs interactions avec les masses d'eau souterraine ;
- des paramètres permettant de mettre en évidence des intrusions salines ou autres dans les nappes.

Si ces données sont nécessaires afin d'évaluer au mieux l'état de chaque masse d'eau, leur collecte et leur interprétation peuvent s'avérer difficile. En effet, certaines données ne sont pas disponibles ou ne sont pas complètement exhaustives. Il s'agit par exemple :

- des prélèvements. Ces derniers sont souvent mal connus, sous-évalués (cas en particulier des prélèvements agricoles) et même dans le cas de volumes bien référencés, les informations sur la géolocalisation de l'ouvrage et le niveau de masse d'eau et d'aquifère sollicité ne sont pas toujours disponibles ;
- des mesures de débits dans les cours d'eau. Si ces données sont accessibles *via* la banque HYDRO, les stations de jaugeage ne sont pas toujours bien situées pour être exploitées dans le cadre d'une étude des relations nappes-rivières. Autrement dit piézomètres et stations de mesures du débit sont rarement suffisamment proches pour être comparés. Il existe en outre un réel déficit de données sur les débits amont des cours d'eau ;
- des mesures du niveau de l'eau dans les zones humides.

Les chroniques piézométriques peuvent couvrir des périodes très variables. Dans la mesure du possible, on utilisera, lorsqu'elles sont disponibles, des chroniques supérieures à dix ans.

Enfin, l'hétérogénéité des masses d'eau souterraine (tant du point de vue des écoulements que des pressions) peut, dans un premier temps, rendre difficile l'évaluation d'une tendance piézométrique et, dans un deuxième temps, de caractériser l'état quantitatif.

2.2.1. Absence ou manque de données

Outre les données issues du réseau de surveillance de la DCE, d'autres données peuvent permettre la réalisation de l'évaluation du bon état quantitatif des masses d'eau souterraine.

L'évaluation de l'état quantitatif sera tributaire du niveau de connaissance de chaque masse d'eau. Même si de manière générale les nappes exploitées bénéficient d'un niveau de connaissance correct, l'évaluation de l'état quantitatif n'est aujourd'hui pas possible sur certaines masses d'eau faute d'un niveau de connaissance suffisant.

L'acquisition de certaines données nécessitera très souvent la mise en œuvre d'études régionales visant à améliorer la connaissance (estimation de la recharge, identification de sous-bassins hydro-géologiques...).

D'autres données sont disponibles comme les prélèvements mais leur niveau de fiabilité est très variable en fonction du type (AEP, industriel, agricole) et de l'origine des données.

Les données issues des agences de l'eau par exemple ne fournissent quelques fois qu'une géolocalisation des points à l'échelle de la commune (prélèvements agricoles notamment) voire l'adresse du propriétaire uniquement. De plus, les données peuvent être agrégées par communes, ce qui crée une difficulté d'affectation des prélèvements à une masse d'eau lorsqu'une commune est à cheval sur plusieurs masses d'eau. La figure ci-dessous illustre ces cas particuliers. Chaque prélèvement en eau souterraine devrait être identifié par un couple de coordonnées. L'utilisation de l'indice national BSS devrait être systématique.

Les travaux en cours pour la mise en place de la BNPE (banque nationale sur les prélèvements d'eau) devraient largement contribuer à résoudre ces difficultés.

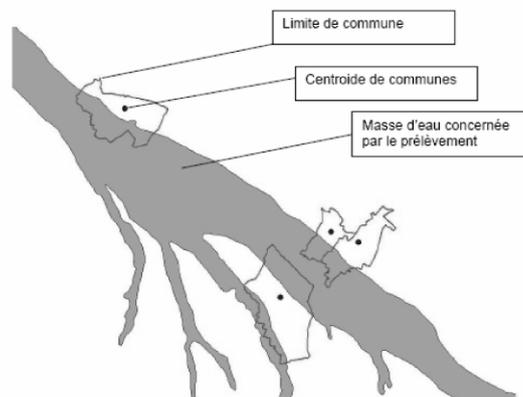


Illustration 3 : Illustration de la problématique de localisation des points de prélèvement

Par ailleurs, les fichiers des agences de l'eau ne prennent pas en compte les prélèvements domestiques car ils ne rentrent pas dans les critères de redevance du fait de leur volume peu important. Pourtant, localement, leur multiplication peut avoir un impact non négligeable sur l'équilibre quantitatif des masses d'eau. L'outil de télédéclaration des ouvrages domestiques mis en place par la DEB et l'ONEMA devrait en partie contribuer à améliorer la connaissance de ces ouvrages.

2.2.2. Représentativité temporelle

Le problème de la représentativité temporelle des données issues du réseau de surveillance se pose à différents niveaux.

Les données disponibles sur une même masse d'eau souterraine ont des historiques hétérogènes. Ainsi, sur certains points seules les données acquises dans le cadre du réseau DCE seront disponibles (c'est-à-dire six ans de 2007 à 2012) tandis que sur d'autres points, des chroniques plus longues seront disponibles (dix ans, vingt ans, voire plus). Il est désormais admis que les chroniques devront être de longue durée pour pouvoir apprécier l'état quantitatif de la nappe.

En effet, contrairement aux aspects chimiques, la tendance fait partie intégrante de l'évaluation du bon état quantitatif des masses d'eau souterraine. Il apparaît ainsi pertinent de prendre le maximum de données disponibles sur chaque point et de ne pas se contenter des six ans de mesures du programme DCE. Il convient cependant de souligner que ce choix présente certains inconvénients dont les principaux sont :

- une certaine hétérogénéité des chroniques prises en compte au sein d'une même masse d'eau. Certains points auront des historiques importants tandis que d'autres, nouvellement retenus pour la DCE, ne disposeront que de six ans de données, voire moins ;
- le risque de ne pas être strictement conforme à ce qui est écrit dans la DCE. En effet, il est écrit dans l'annexe V.2.2.4 sur l'interprétation et la présentation de l'état quantitatif des eaux souterraines que : « les résultats découlant du réseau de surveillance pour une masse d'eau ou un groupe de masse d'eau souterraine sont utilisés pour l'évaluation de l'état quantitatif de cette masse ou de ces masses ». Une des interprétations possible de ces lignes serait qu'il faut se contenter des données acquises pendant les six ans du programme DCE.

Sur ce point également, les préconisations du guide européen sur le bon état quantitatif rejoignent l'approche nationale. Il est ainsi écrit que : « lorsque des informations fiables sur les niveaux d'eau souterraine à travers la masse d'eau sont disponibles, alors ces données peuvent être utilisées pour identifier la présence d'une baisse durable des niveaux liée à des prélèvements d'eau souterraine sur le long terme. [...] Les tendances d'évolution des niveaux piézométriques devraient être évaluées sur le long terme afin de garantir que les effets des fluctuations liées aux facteurs climatiques et à l'organisation des prélèvements puissent être différenciés des effets des prélèvements durables et à long terme. »

Il est ainsi recommandé d'utiliser l'ensemble des chroniques disponibles à l'échelle d'une masse d'eau pour réaliser l'évaluation de la tendance.

L'illustration ci-dessous montre l'importance de disposer de chroniques longues pour déterminer une tendance d'évolution des niveaux.

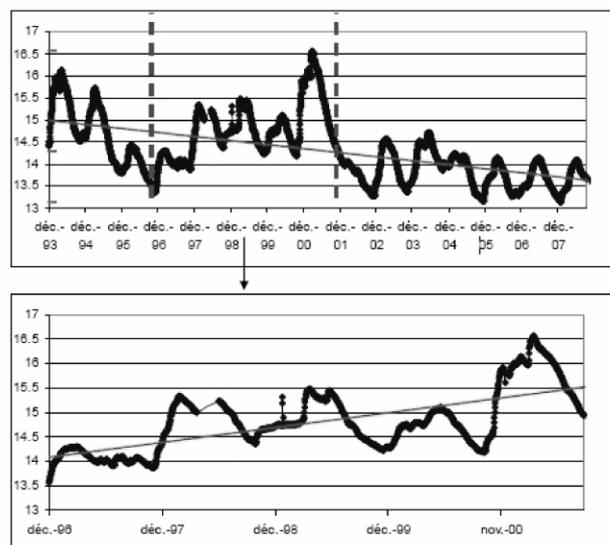


Illustration 4 : exemples de l'influence des durées d'acquisition des mesures sur l'interprétation des tendances

La prise en compte des chroniques pour la définition du bon état quantitatif pose le problème de l'influence des pompages. Il a été également admis qu'il fallait conserver l'image des prélèvements dans les chroniques. C'est de cet état « avant prélèvements » et du constat d'influence des prélèvements que part le test « prélèvement/ressource » (voir § 3.1).

En termes de représentativité temporelle, on peut considérer trois cas :

- la chronique est inférieure à dix ans alors la suffisance de la chronique pour déterminer une tendance est à dire d'expert en fonction des caractéristiques hydrogéologiques du système ;
- la chronique est comprise entre dix et trente ans alors utiliser les outils de modélisation si possible ou se référer à l'avis d'expert ;
- la chronique est supérieure à trente ans alors la tendance peut être déterminée à dire d'expert ou à partir de méthodes statistiques.

En ce qui concerne l'observation d'une tendance à la baisse des niveaux, celle-ci peut être due à une diminution des pluies efficaces et non à une augmentation significative des prélèvements. Dans ce cas, il s'agirait de compléter l'analyse en corrélant les niveaux aux pluies efficaces. La période de référence à considérer pour les pluies efficaces établie par Météo-France se situe entre 1981 et 2010.

2.2.3. Représentativité spatiale

Les masses d'eau souterraine sont hétérogènes tant du point de vue des écoulements souterrains (existence de sous-bassins versants hydrogéologiques) que des pressions (répartition des prélèvements variable).

L'évaluation d'une tendance piézométrique à l'échelle de la masse d'eau peut s'avérer alors délicate. Pour limiter les problèmes de représentativité spatiale des données piézométriques, les chroniques issues de réseau de surveillance autre que le réseau DCE peuvent être utilisées.

La définition de piézomètres « virtuels » par sous-secteurs tels qu'ils sont mis en place dans le cadre de « l'indicateur Beauce » pourrait répondre à ces besoins et aux questions posées par la DCE.

En ce qui concerne la définition d'indicateurs par masse d'eau ou sous-secteur de masse d'eau, on pourra se référer au guide en cours de rédaction pour la définition d'indicateurs piézométriques.

Le guide européen conseille de « subdiviser la masse d'eau en sous-bassins hydrogéologiques dans le cas où celle-ci couvre une large zone géographique ou lorsqu'elle comprend plusieurs aquifères » et « d'appliquer ce test séparément à chacun de ces sous-ensembles ». Les bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée ont déjà réalisé ce travail de sous-sectorisation, il conviendrait ainsi d'utiliser ce découpage.

L'état général de la masse d'eau correspondra à l'état le moins favorable de toutes ces sous-parties, à condition que ces résultats soient significatifs. La DCE ne visant qu'à donner une image globale de l'état des eaux souterraines, il est donc possible que quelques sous-bassins soient en mauvais état et que l'ensemble de la masse d'eau reste en bon état.

D'autre part, le déclassement d'une masse d'eau souterraine à partir de l'évaluation réalisée sur une masse d'eau de surface est difficile à réaliser. La position de la masse d'eau de surface au sein de la masse d'eau souterraine en relation peut appeler à des critères d'évaluation différents. En effet peut-on, par exemple, déclasser la totalité d'une masse d'eau souterraine si une seule masse d'eau de surface en lien avec celle-ci est réputée en mauvais état. Les connaissances existantes ne permettant pas de définir de règles générales applicables à toute situation, il convient d'évaluer la nécessité d'un éventuel déclassement au cas par cas, à dire d'expert.

La série de tests pourrait conclure au non-déclassement de la masse d'eau souterraine, mais préconiserait comme dans l'article 4.5 de la directive fille 2006/118/CE (GWD) « ...des mesures nécessaires pour protéger, sur la partie de la masse d'eau souterraine représentée... » par le ou les bassins versants incriminés dans l'évaluation de la ou les masses d'eau de surface.

2.3. Interactions entre eaux souterraines, eaux de surface et écosystèmes terrestres associés

La DCE concerne l'ensemble des ressources en eau (eaux de surface continentales, de transition et côtières et eaux souterraines) et les écosystèmes associés. Elle fixe un objectif de résultat : atteindre le bon état à l'horizon 2015. Dans la DCE, le bon état concerne les aspects quantitatifs, qualitatifs et d'impact sur les écosystèmes liés (eaux de surface et zones humides) pour les eaux souterraines.

Compte tenu de l'unicité de la ressource et des interactions entre ses différentes composantes, ce bon état ne peut être atteint que par une gestion intégrée des ressources en eau.

La nécessité de prendre en compte les interactions entre eaux de surface et eaux souterraines est affichée dans l'introduction de la directive :

(20) L'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine peut avoir une incidence sur la qualité écologique des eaux de surface et des écosystèmes terrestres associés à cette masse d'eau souterraine.

(33) Il convient de poursuivre l'objectif du bon état des eaux pour chaque bassin hydrographique, de sorte que les mesures relatives aux eaux de surface et aux eaux souterraines appartenant au même système écologique et hydrologique soient coordonnées.

(34) Aux fins de la protection de l'environnement, il est nécessaire d'assurer une plus grande intégration des aspects qualitatifs et quantitatifs tant des eaux de surface que des eaux souterraines, compte tenu des conditions naturelles de circulation de l'eau dans le cycle hydrologique.

Pour la caractérisation des masses d'eau souterraines qui ont été recensées comme courant un risque, par l'activité humaine, de ne pas satisfaire aux objectifs de qualité environnementale mentionnés au IV de l'article L. 212-1 du code de l'environnement, le point II.2° de l'article 10 de l'arrêté du 12 janvier 2010 modifié demande un inventaire des systèmes de surface associés, y compris les écosystèmes terrestres et les masses d'eau de surface auxquels la masse d'eau souterraine est dynamiquement liée ainsi que des estimations des directions et taux d'échange de l'eau entre la masse souterraine et les systèmes de surface associés.

Enfin comme le prévoit l'annexe V de la DCE, l'article R. 212-12 du code de l'environnement stipule que la définition du bon état quantitatif et du bon état qualitatif, doit prendre en compte les risques d'impact sur les eaux de surface et les écosystèmes associés.

Il faut donc insister sur le fait qu'avant toute chose, il est important de comprendre les interactions entre masses d'eau souterraine et masses d'eau de surface et entre masses d'eau souterraine et écosystèmes terrestres associés.

2.4. « Invasion salée ou autre »

La DCE sur les eaux souterraines ne donne pas de précision sur la définition d'une « invasion salée ou autre ». Le guide européen sur le bon état (European Commission, 2009) propose en revanche

une définition, ou plus précisément, une liste des différents types d'« invasion salée ou autre ». On distinguera ainsi cinq situations différentes : l'intrusion saline d'origine marine, la remontée d'eau connée, la drainance ascendante des niveaux profonds salinifères, la drainance depuis une masse d'eau adjacente contaminée et l'intrusion d'eau de surface en état médiocre.

Dans ce cas, état chimique et état quantitatif sont liés, ainsi, nous nous reporterons au guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine et d'établissement des valeurs seuils.

3. Procédure d'évaluation du bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine

3.1. Procédure générale

L'évaluation du bon état quantitatif consiste en la réalisation d'un certain nombre de tests qui correspondent aux conditions qui définissent le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine (cf. guide européen n° 18 édité en 2009).

Seuls les tests « pertinents », c'est-à-dire correspondant à un risque identifié, doivent être menés. Les tests sont indépendants, il n'y a pas d'ordre en ce qui concerne leur réalisation. Si, par exemple, une masse d'eau ne présente aucun risque d'invasion salée ou autre, il est inutile d'appliquer le test en question.

Les tests seront réalisés *a minima* pour les masses d'eau à risque, c'est-à-dire à celles identifiées en 2005 comme risquant de ne pas atteindre le bon état quantitatif en 2015 mais également pour les masses d'eau à enjeux (exemple les ZRE).

L'illustration suivante donne un aperçu de ces tests. À l'issue de chacun d'entre eux, l'état de la masse d'eau sera considéré comme « bon » ou « médiocre » pour ce test. Si pour au moins un test la masse d'eau est en état médiocre alors l'ensemble de la masse d'eau est classée en état quantitatif médiocre.

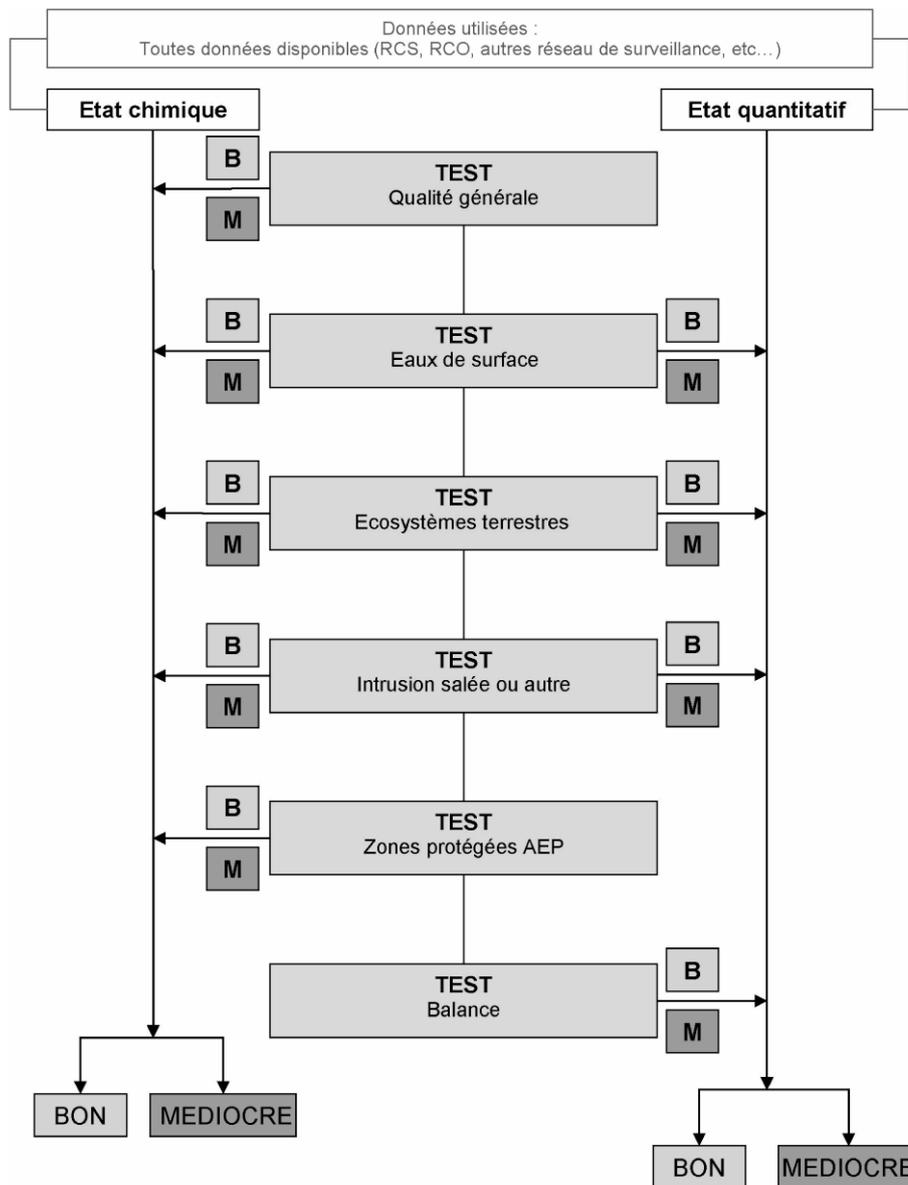


Illustration 5 : tests de classification pour l'évaluation de l'état quantitatif et l'application de l'enquête appropriée au titre de l'évaluation de l'état chimique

Comme le souligne cette illustration extraite du guide européen, les tests « intrusion salée ou autre », « eau de surface » et « écosystèmes terrestres dépendants » concernent également l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau. Pour ces deux derniers tests les objectifs sont en effet communs : faire en sorte que les polluants présents dans une masse d'eau souterraine et que les prélèvements dans la nappe ne soient pas responsables d'un mauvais état chimique et/ou écologique pour les eaux de surfaces ou les écosystèmes terrestres associés. Dans le cas des intrusions salées ou autre, des prélèvements excessifs sont le plus souvent à l'origine de tels phénomènes. C'est pourquoi il est recommandé de mener les deux évaluations (chimique et quantitative) de front pour ces tests.

Des problèmes techniques se posent pour mener à bien cette évaluation du bon état quantitatif des masses d'eau souterraine. Les paragraphes suivants proposent une approche pour réaliser cette évaluation, fondée sur une liste de critères à évaluer et élaborée à partir des discussions du groupe « DCE – eaux souterraines / volet quantité », du guide européen n° 18 édité en 2009, des rapports et études réalisées depuis 2008.

3.2. Test : équilibre prélèvement/ressource

Ce test permet d'évaluer l'équilibre entre la ressource disponible et les prélèvements, il s'effectue à l'échelle globale de la masse d'eau.

Ce test comprend une condition initiale puis 4 étapes de calcul ou d'estimation à réaliser et enfin une condition finale qui permet la caractérisation de l'état de la masse d'eau pour ce test. L'illustration suivante présente le test à appliquer.

Condition initiale

La condition initiale consiste à évaluer la tendance évolutive sur le long terme des niveaux issus de la surveillance quantitative de la masse d'eau.

Cette évaluation peut être menée à dire d'expert ou être réalisée à partir d'outils statistiques.

Si la tendance est à la baisse, alors les étapes suivantes du test sont à réaliser. Si ce n'est pas le cas alors la masse d'eau est considérée en bon état pour ce test d'équilibre prélèvement – ressource.

Les données issues des réseaux de surveillance sont utilisées pour évaluer cette tendance. Dans le cas où ces données ne sont pas ou peu fiables ou insuffisantes pour déterminer une tendance à la baisse des niveaux d'eau due aux prélèvements, les étapes suivantes du test sont à réaliser.

Étapes suivantes

Dans un deuxième temps, si la condition initiale n'est pas respectée, il s'agit de calculer la recharge, d'estimer la contribution des eaux souterraines au soutien des rivières et écosystèmes terrestres dépendants puis de déterminer les prélèvements en nappe.

L'idée est d'effectuer un bilan des flux dans l'hydrosystème en opposant notamment l'évaluation de la moyenne annuelle à long terme des prélèvements à celle de la ressource en eau souterraine disponible. Cette dernière est une valeur approximative, fondée sur la recharge soustraite de l'écoulement requis pour assurer l'état écologique des eaux de surface et des écosystèmes terrestres dépendants. Selon les connaissances disponibles, les échanges avec les autres masses d'eau devront être pris en compte.

D'après le guide européen, « la recharge moyenne annuelle devra être estimée pour la masse d'eau entière, en incluant toutes les eaux de recharge provenant éventuellement de l'extérieur (par exemple, eau de ruissellement provenant de couches imperméables adjacentes) ».

Les principes des relations nappe-rivière et nappe-écosystème sont donc en théorie parties prenantes de ce test et le bon fonctionnement des eaux de surface ainsi que des écosystèmes terrestres associés en est un facteur limitant. Une des exigences serait donc d'estimer si oui ou non la nappe participe au soutien en étiage d'un écoulement de surface.

Il s'agirait donc d'estimer la part d'eau souterraine qui alimente les eaux de surface et les écosystèmes qui leur sont dépendants pour la retirer de la recharge. Le volume de ces écoulements devra donc être évalué ainsi que les impacts des prélèvements d'eau souterraine sur celui-ci. Il est important de souligner que c'est ici la valeur moyenne annuelle de la contribution des eaux souterraines au débit des cours d'eau qui est évaluée tandis que, lors de la mise en œuvre du test « eaux de surface » (3.2), la saisonnalité de cette contribution est prise en compte.

En pratique, dans la majorité des cas, on sera contraint de se limiter à la recharge par manque de connaissances/données sur les débits minimum biologiques et l'état des écosystèmes terrestres, d'une part, et les volumes d'écoulement entre nappe et cours ou nappe et écosystème terrestre, d'autre part.

Une fois la ressource en eau souterraine disponible évaluée, le taux de prélèvements moyens annuels devra également être évalué à l'échelle de la masse d'eau considérée et pourra inclure certaines incidences localisées ayant comme origine la présence de carrières ou celle d'un système de drainages artificiels. La décision de comptabiliser ou non les eaux souterraines prélevées mais qui sont ensuite réinjectées dans le sol ou dans une rivière (cas de l'irrigation ou de pompage continu dans les carrières) pourra si nécessaire se baser sur une étude hydrogéologique. Cette notion d'évaluation des prélèvements à l'échelle des masses d'eau est primordiale.

Dans le cas d'échange de flux avec des masses d'eau voisines, que cela soit sous la forme d'arrivée d'eau (recharge) ou de sortie d'eau, il conviendra d'en tenir compte pour l'estimation du bilan. Une solution peut être le regroupement des masses d'eau concernées.

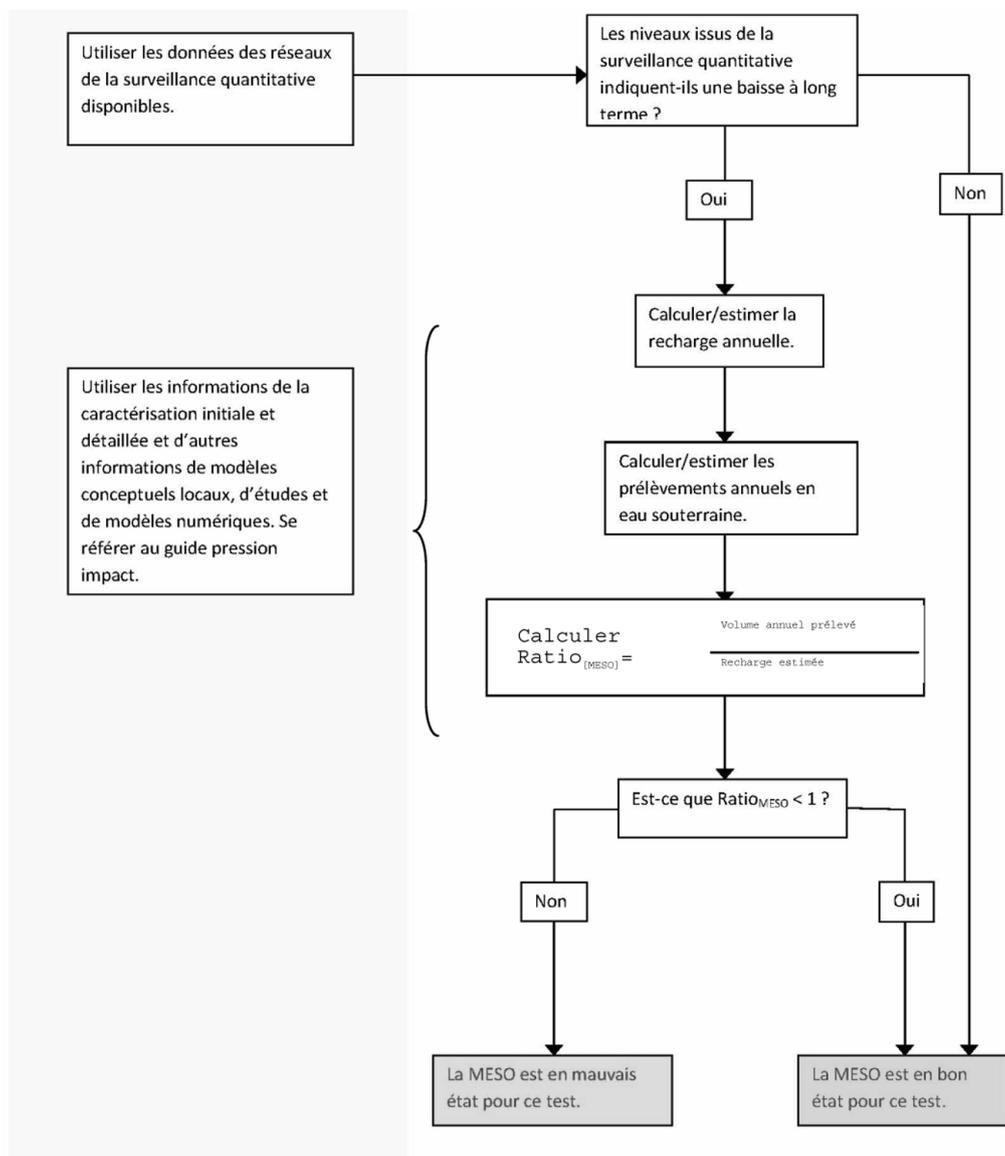
Enfin il s'agit d'estimer l'équilibre entre les prélèvements et la ressource, on utilisera pour ce faire la méthodologie définie dans le guide pression impact afin de déterminer un ratio volume annuel prélevé/recharge estimée.

Ce ratio sera donc estimé pour chaque masse d'eau souterraine libre comme suit :

$$\text{Ratio[MESO]} = \frac{\text{Volume annuel prélevé}}{\text{Recharge estimée}}$$

Si ce ratio est inférieur à 1, la masse d'eau est en bon état pour ce test (le volume annuel prélevé est inférieur à la recharge estimée). Si ce ratio est supérieur à 1, la masse d'eau est en mauvais état pour ce test (le volume annuel prélevé est supérieur à la recharge estimée).

Dans certains contextes hydrogéologiques (exemple : le karst), les estimations de ce test seront parfois difficiles à mener, si bien qu'il existera des incertitudes qu'il conviendrait d'enregistrer. Elles peuvent également être prises en compte dans une évaluation du niveau de confiance associé aux conclusions sur l'état de la masse d'eau pour ce test.



Cas des nappes captives à forte inertie

Les spécificités des nappes captives multicouches à forte inertie, notamment du bassin aquitain, ont entraîné la nécessité de préciser leur fonctionnement.

En général, une nappe captive multicouche à forte inertie n'est pas enfermée dans un aquifère isolé : elle est en liaison hydraulique plus ou moins forte avec les aquifères situés au-dessus et au-dessous dont elle est séparée par des formations peu perméables (les épontes).

Des échanges de flux plus ou moins importants suivant le degré d'imperméabilité des épontes et leur épaisseur peuvent se produire par drainance entre la nappe captive considérée et la nappe située au-dessus et celle située au-dessous : la nappe captive peut recevoir de l'eau en provenance soit de l'aquifère supérieur, soit de l'aquifère inférieur, soit des deux, mais elle peut aussi fournir de l'eau aux aquifères encadrant (alors même qu'elle peut être en déséquilibre).

La nappe captive multicouche à forte inertie peut aussi être alimentée par les précipitations au niveau des affleurements de la formation géologique qui la contient. L'importance de cette alimentation directe sera fonction de la superficie des affleurements. Pour certains aquifères, les affleurements sont réduits, rendant la nappe profonde tributaire des flux de drainance pour le maintien de son équilibre si elle est exploitée. Si les épontes supérieure et inférieure sont très peu perméables, les flux de drainance seront très réduits et des prélèvements excédant la recharge par les affleurements conduiront à une situation de surexploitation.

Dans ce cas, l'évaluation de la ressource disponible doit donc prendre en compte non seulement la recharge par infiltration au niveau des affleurements de l'aquifère, mais aussi la recharge à partir des affleurements des autres aquifères du système ainsi que les flux de drainance. Une modélisation du système multicouches peut être nécessaire pour permettre de quantifier ces flux et d'apprécier la conséquence des prélèvements opérés.

Contrairement à un aquifère à nappe libre, un aquifère à nappe captive à forte inertie est caractérisé par une forte diffusivité (rapport perméabilité sur coefficient d'emmagasinement) qui le rend très réactif à des modifications de son régime hydrodynamique, en particulier à une augmentation ou à une réduction des prélèvements.

L'équilibre hydrodynamique d'une nappe captive, dont le régime initial a été modifié plus ou moins durablement par des prélèvements, se met en place par une double réaction se déroulant sur deux échelles de temps : une réaction de la nappe elle-même, relativement rapide (par transfert de pression), et une réaction du système multicouches, auquel elle peut être plus ou moins liée hydrodynamiquement, reportant l'atteinte de l'équilibre sur le long terme.

Ainsi il est possible que les niveaux baissent alors que les prélèvements n'augmentent plus. Il s'agit d'un état transitoire précédant le retour à l'équilibre, équilibre qui sera atteint au bout d'un temps plus ou moins long en fonction de l'inertie du système multicouche. Cet équilibre doit être atteint à des niveaux permettant d'atteindre les objectifs de qualité écologique des eaux de surface associées fixés à l'article 4, d'éviter toute diminution significative de l'état écologique de ces eaux, d'éviter toute dégradation significative des écosystèmes terrestres associés et de ne pas occasionner d'invasion salée ou autre.

L'indication du temps nécessaire au retour à l'équilibre équilibre (hors tendances naturelles) et aux niveaux correspondant à cet état d'équilibre peut être obtenue par modélisation.

En résumé, pour ces nappes captives, l'évolution tendancielle des niveaux piézométriques, évaluée à partir des chroniques disponibles, ne permet pas toujours de juger du dépassement ou non de la capacité de renouvellement de la ressource disponible par les prélèvements, il est donc recommandé de mettre en place des outils de modélisation appropriés afin de pouvoir évaluer la capacité de renouvellement de la ressource et l'état quantitatif des masses d'eau souterraine concernées.

Les nappes captives à forte inertie françaises sont listées ci-dessous :

EU_CD	MS_CD	NOM
FRAG015	AG015	Calcaire carbonifère de Roubaix-Tourcoing
FRB1G018	B1G018	Grès du lias inférieur d'Hettange Luxembourg
FRCG005	CG005	Grès vosgien captif non minéralisé
FRDG210	DG210	Formations bassin d'Aix
FRDG212	DG212	Miocène de Bresse
FRDG215	DG215	Formations oligocènes région de Marseille
FRDG218	DG218	Molasses miocènes du Comtat
FRDG221	DG221	Multicouche pliocène et alluvions quaternaires du Roussillon

EU_CD	MS_CD	NOM
FRDG224	DG224	Sables astiens de Valras-Agde
FRDG349	DG349	Alluvions de la Bresse – plaine de la Vallière
FRFG070	FG070	Calcaires et faluns de l'aquitain-burdigalien (miocène) captif
FRFG071	FG071	Sables, graviers, galets et calcaires de l'éocène nord AG
FRFG072	FG072	Calcaires du sommet du crétacé supérieur captif nord-aquitain
FRFG073	FG073	Calcaires et sables du turonien coniacien captif nord-aquitain
FRFG075	FG075	Calcaires, grès et sables de l'infra-cénomaniens/cénomaniens captif nord-aquitain
FRFG078	FG078	Sables, grès, calcaires et dolomies de l'infra-turonien
FRFG079	FG079	Calcaires du jurassique moyen charentais captif
FRFG080	FG080	Calcaires du jurassique moyen et supérieur captif
FRFG081	FG081	Calcaires du sommet du crétacé supérieur captif sud-aquitain
FRFG082	FG082	sables, calcaires et dolomies de l'éocène-paléocène captif sud AG
FRFG083	FG083	Calcaires et sables de l'oligocène à l'ouest de la Garonne
FRFG084	FG084	Grès, calcaires et sables de l'hévétien (miocène) captif
FRFG091	FG091	Calcaires de la base du crétacé supérieur captif du sud du bassin aquitain
FRFG100	FG100	Calcaires du sommet du crétacé supérieur captif du littoral nord-aquitain
FRFG101	FG101	Sables, graviers, galets et calcaires de l'éocène captif du littoral nord-aquitain
FRFG102	FG102	Calcaires et sables de l'oligocène captif du littoral nord-aquitain
FRFG103	FG103	Calcaires et faluns de l'aquitain-burdigalien (miocène) captif du littoral nord-aquitain
FRFG104	FG104	Grès calcaires et sables de l'hévétien (miocène) captif du littoral nord-aquitain
FRFG105	FG105	Sables et graviers du pliocène captif du littoral aquitain
FRGG080	GG080	Sables et grès du céno-maniens unité du Loir
FRGG089	GG089	Craie du séno-turonien captive sous Beauce sous Sologne
FRGG142	GG142	Sables et grès captifs du céno-maniens unité de la Loire
FRHG218	HG218	Albien-néocomien captif

3.3. Test : eaux de surface

La condition initiale pour la réalisation de ce test consiste à établir s'il existe une (ou plusieurs) masses(s) d'eau de surface risquant de ne pas atteindre le bon état chimique et/ou écologique ou en mauvais état chimique et/ou écologique. On utilisera s'ils sont disponibles les résultats de la caractérisation des eaux de surface et de la classification pour déterminer les masses d'eau potentiellement en mauvais état.

À partir des données disponibles (carte piézométrique, gradient hydraulique, perméabilité de la nappe, propriété du lit de la rivière, modélisation des interactions nappe-rivière, etc.), on établit ensuite les relations nappe-rivière.

Enfin, on détermine la condition finale, à savoir si les prélèvements en eau souterraine sont une cause significative de la non-atteinte du bon état des masses d'eau de surface. Si oui, la masse d'eau est en mauvais état pour ce test, si non elle est en bon état pour ce test.

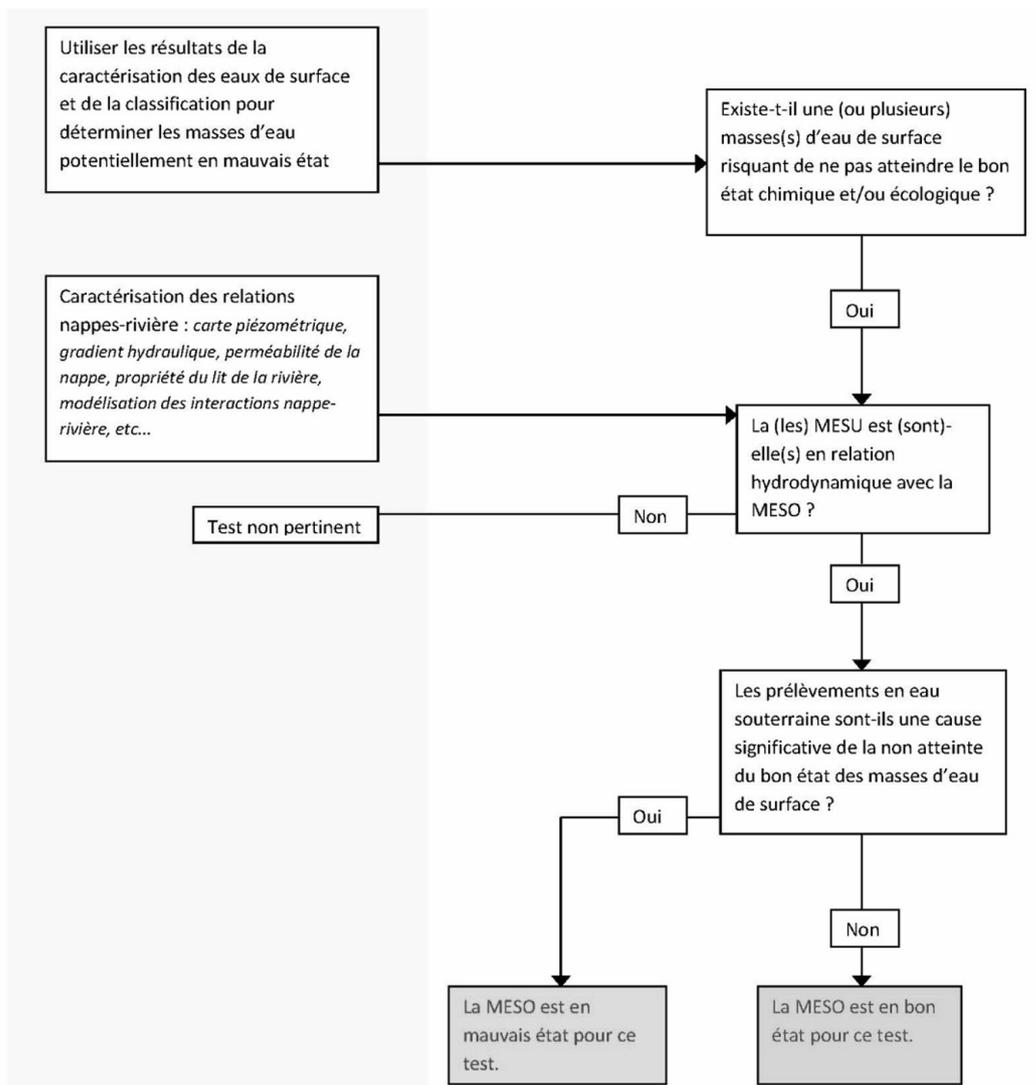


Illustration 7 : test eaux de surface.

L'inadéquation spatiale entre masses d'eau de surface et masses d'eau souterraine peut constituer un premier obstacle à la réalisation de ce test, les lacunes de connaissance sur les relations nappes-rivières le deuxième.

Les problèmes en termes de représentativité spatiale que pose ce test ont été abordés dans le paragraphe 2.2.3.

Comme évoqué précédemment, le recours à la subdivision des masses d'eau souterraine en sous-bassins hydrogéologiques, comme le préconise, le guide européen, semble incontournable.

Par ailleurs, la connaissance de l'état écologique des cours d'eau est essentielle pour définir l'état quantitatif de beaucoup de nappes. Elle fournit une première information sur les masses d'eau souterraine pour lesquelles le test « eaux de surface » doit être déroulé. Les informations rapportées sur l'état écologique ne précisent cependant pas les raisons du déclassement. Cette information est essentielle pour mettre en œuvre le test. Il serait en particulier utile de savoir si un état écologique médiocre ou mauvais est lié à un débit insuffisant dans le cours d'eau. Actuellement, ces données, quand elles sont disponibles, proviennent d'études d'expertise.

Au vu des connaissances actuelles, le dire d'expert semble donc inévitable pour ce test.

3.4. Test : écosystèmes terrestres associés

La procédure du test « écosystèmes terrestres associés » suit la même démarche que celle décrite pour le test « eau de surface ».

La condition initiale pour la réalisation de ce test consiste à établir s'il existe un (ou plusieurs) écosystèmes terrestres pour lesquels une dégradation du milieu a été constatée.

À partir des données disponibles (carte piézométrique, gradient hydraulique, mesure de perméabilité de la nappe, modélisation numérique, etc.), on établit ensuite les relations nappe-zone humide.

Enfin, on détermine la condition finale, à savoir si les prélèvements en eau souterraine sont une cause significative du non-respect des conditions environnementales. Si oui, la masse d'eau est en mauvais état pour ce test, si non elle est en bon état pour ce test.

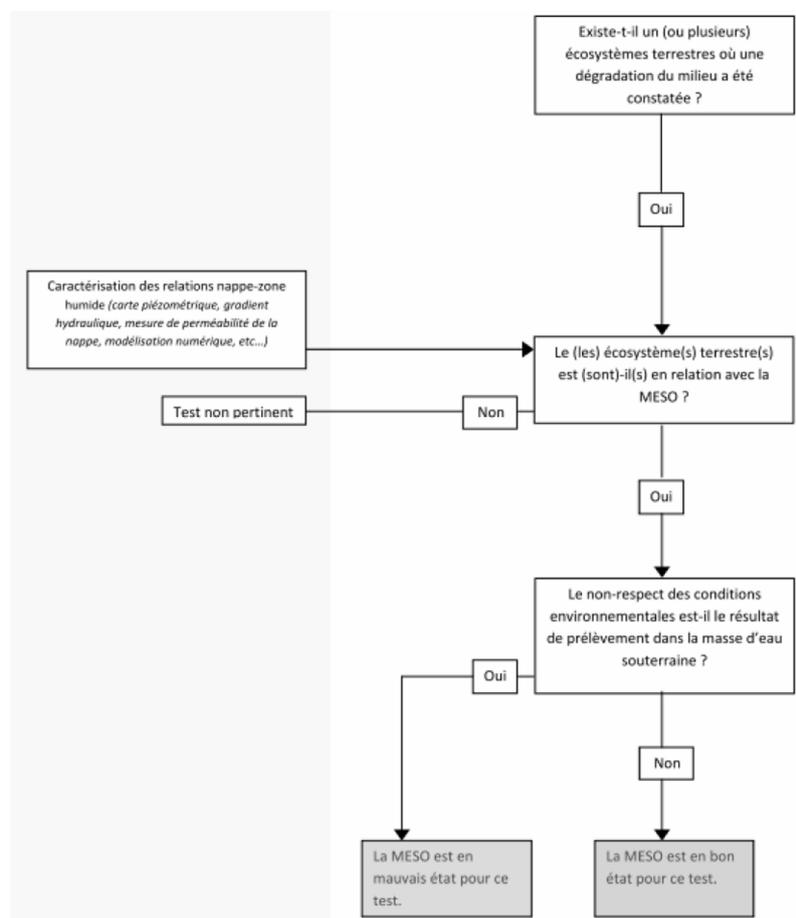


Illustration 8: test écosystèmes terrestres associés.

Le guide européen (European Commission, 2009) précise que les « écosystèmes terrestres associés » à prendre en compte lors de l'évaluation de l'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine sont :

- les sites Natura 2000 en connexion directe avec les eaux souterraines ;
- tout autre écosystème terrestre associé aux eaux souterraines dont la valeur écologique et socio-économique est suffisante et dont la dégradation par la nappe serait considérée comme significative. En France, on intégrera ici tout autre zonage destiné à protéger les zones humides (sites convention de Ramsar, zones humides d'importance majeure, etc.).

Le paragraphe suivant reprend des éléments du rapport de Vernoux et al. (2010) sur la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés.

Les écosystèmes terrestres (forêts, prairies, zones humides...) dépendant des eaux souterraines répondent aux deux critères suivants :

- une interaction hydraulique entre l'écosystème et une masse d'eau souterraine ;
- une sensibilité écologique à toute modification quantitative ou qualitative de l'eau présente dans l'écosystème résultant de pressions sur la masse d'eaux souterraine.

En d'autres termes, un écosystème terrestre est dépendant des eaux souterraines s'il est impacté par des modifications des caractéristiques quantitatives ou qualitatives de la masse d'eau souterraine sous l'effet de pressions anthropiques. De fait, de nombreuses masses d'eau souterraine, excepté les captives et certaines présentant des caractéristiques karstiques, sont susceptibles d'impacter les écosystèmes terrestres associés.

Si la DCE impose la prise en compte des « écosystèmes terrestres associés » dans l'évaluation du bon état quantitatif des masses d'eau souterraine (voir § 2.2.), les éléments opérationnels de réponse aux exigences de la DCE sont encore peu développés. Un certain nombre d'actions doivent être mises en œuvre, sur la base d'expériences d'autres pays européens, pour une meilleure gestion des masses d'eau souterraines prenant en compte eau de surface et écosystèmes terrestres conformément aux exigences de la DCE :

- définir une typologie des interactions entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes associés ;
- élaborer une méthode d'évaluation de l'impact (réversible et irréversible) des eaux souterraines sur les écosystèmes terrestres dépendants ;
- réaliser un inventaire des écosystèmes terrestres et des masses d'eau de surface auxquels une masse d'eau souterraine est dynamiquement liée ;
- estimer les directions et taux d'échange de l'eau entre la masse souterraine et les systèmes de surface associés ;
- si les masses d'eau souterraine sont susceptibles de contaminer les masses d'eau de surface, évaluer le potentiel d'atténuation des pollutions à l'interface eau souterraine – eau de surface ;
- identifier les masses d'eau de surface et les écosystèmes terrestres susceptibles d'être altérés par des modifications quantitatives ou qualitatives des masses d'eau souterraine et caractériser le risque par une approche origine-écoulement-cible ;
- adapter la surveillance des eaux souterraines pour prendre en compte l'impact sur les écosystèmes.

3.5. Test : intrusion salée ou autre

Nous nous reporterons ici à la note sur l'évaluation du bon état chimique pour la réalisation de ce test.

Pour qu'une masse d'eau souterraine soit en bon état pour ce test, il faut qu'il n'existe aucune « invasion saline ou autre » à long terme résultant des activités humaines.

L'invasion est interprétée ici comme une invasion dans la masse d'eau souterraine d'une eau de mauvaise qualité en provenance d'une autre masse (au-dessus, en dessous ou de côté). Il ne s'agit pas d'un panache d'eau de mauvaise qualité au sein de la masse d'eau souterraine.

L'évaluation de l'état quantitatif précède la réalisation du test pour l'état chimique. Il s'agit ici d'identifier les zones où les pompages exercent une pression telle qu'ils entraîneraient une intrusion salée ou autre.

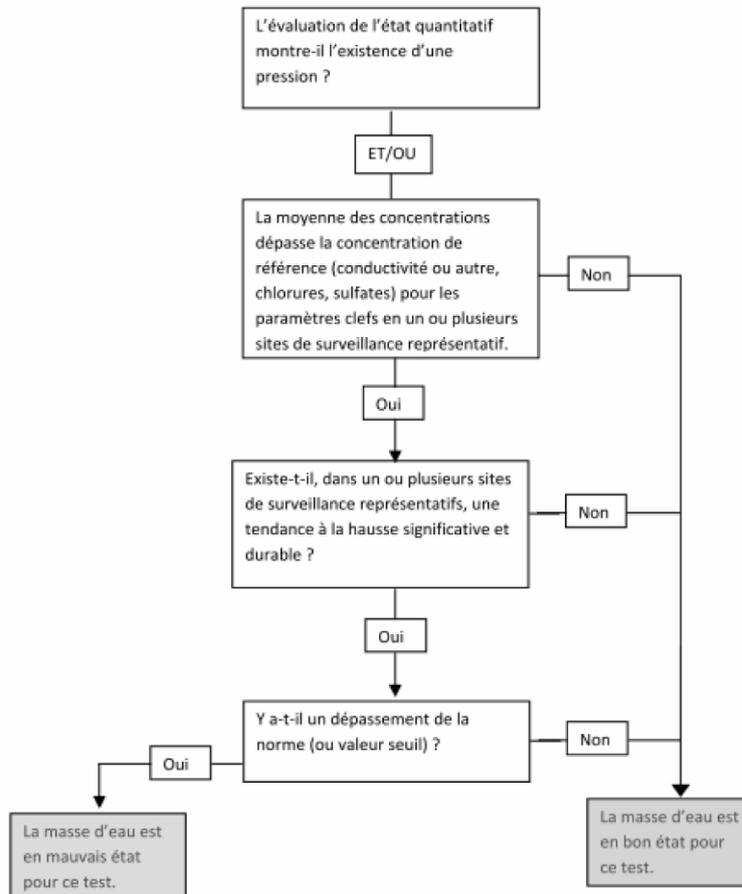


Illustration 9 : test « intrusion salée ou autre ».

3.6. Niveau de confiance de l'évaluation

Si la DCE n'impose pas que des niveaux de confiance soient respectivement associés à l'évaluation du bon état quantitatif des masses d'eau souterraines, le guide européen n° 18 édité en 2009 recommande leur utilisation. Les niveaux de confiance permettent de pondérer les résultats de l'évaluation en fonction notamment de la quantité et de la qualité des données disponibles lors de la réalisation des tests.

Cette démarche a déjà été adoptée par d'autres pays de l'Union européenne comme la Grande-Bretagne. Elle a déjà été utilisée dans le bassin Adour-Garonne lors de l'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine du bassin réalisée en 2008 (Ollagnier et al, 2009).

Compte tenu des difficultés à disposer de données homogènes entre masses d'eau et des disparités qui existent entre bassins, la définition de niveaux de confiance communs n'est pas possible actuellement. Cependant cette démarche pourrait être intéressante à terme puisqu'elle permet de nuancer les résultats et mettre en avant les pistes de progrès à envisager afin d'améliorer les résultats de l'évaluation.

Dans la mesure du possible, les bassins essaient d'attribuer un niveau de confiance. Dans le cas où cela n'est pas possible, le niveau de confiance est « indéterminé ».

ANNEXE V

FICHES SYNTHÉTIQUES POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT QUANTITATIF DES EAUX SOUTERRAINES

Test « équilibre prélèvement/ressource »

Objectif

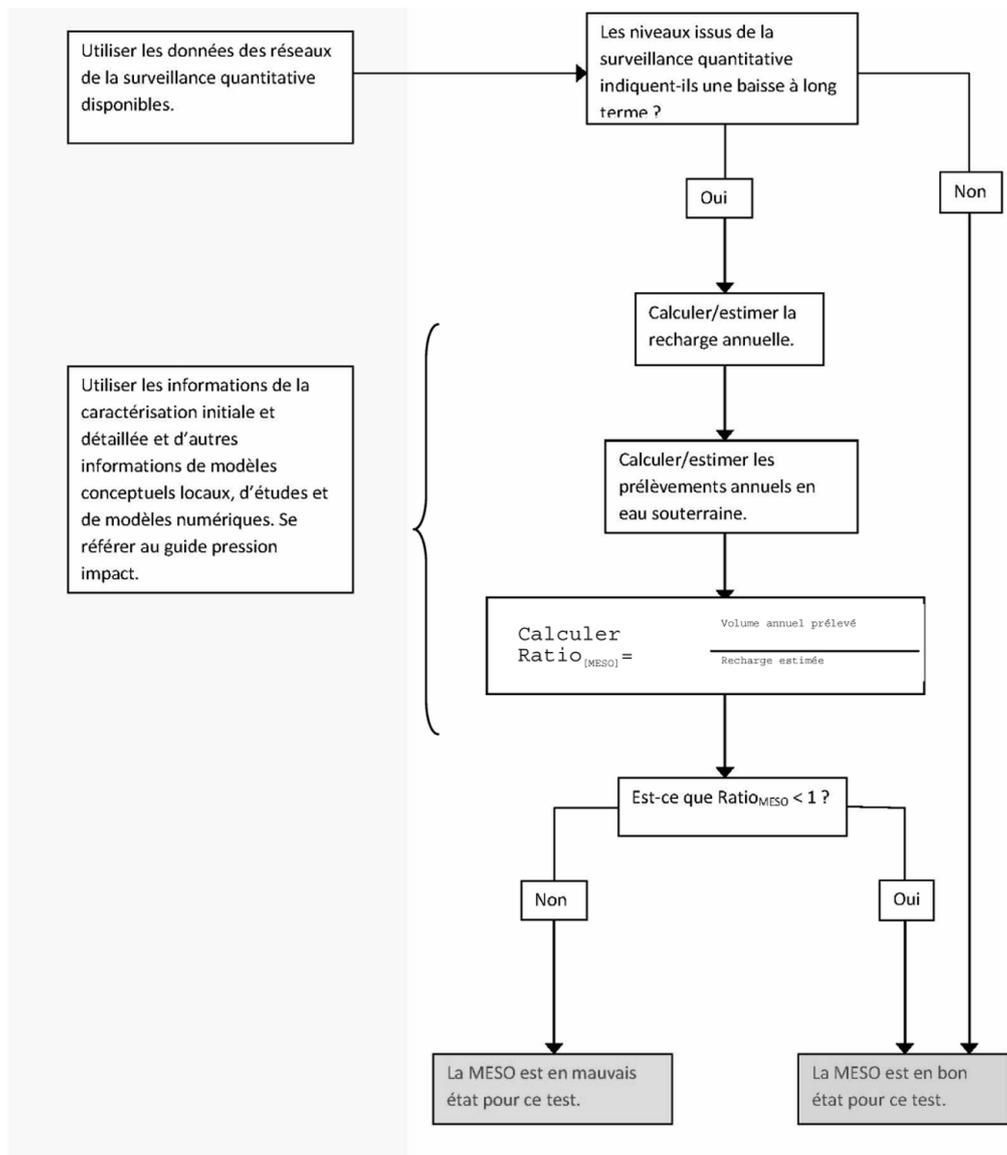
Identifier s'il y a un déséquilibre entre les prélèvements et la ressource

Domaine d'application

MESO

Difficulté

Identifier la part de la tendance des niveaux piézométriques due à la variation de la pluie efficace. Connaissance incomplète et partielle des prélèvements. Evaluation de la recharge.



Test « eaux de surface »

Objectif

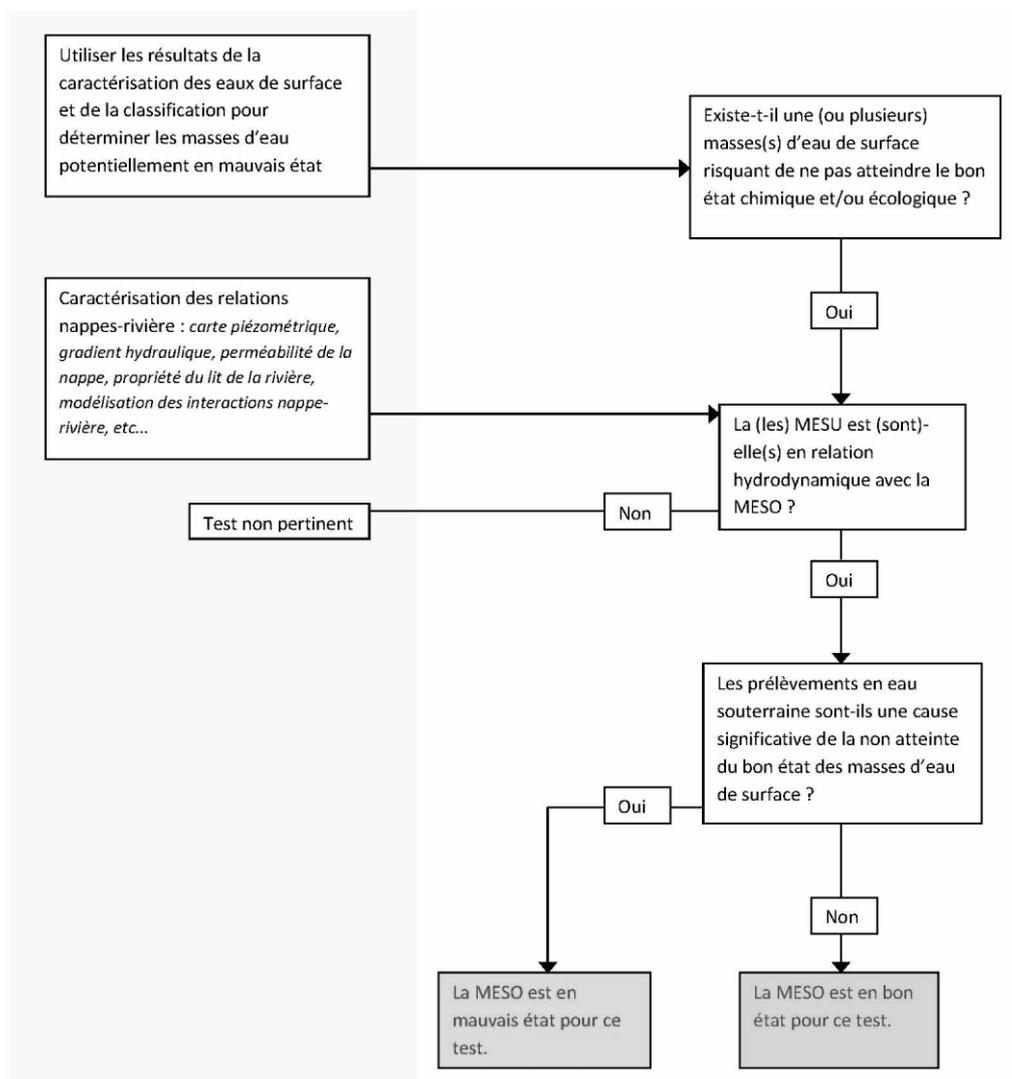
Identifier si MESU sont dégradées à cause des prélèvements dans les eaux souterraines.

Domaine d'application

Toutes les MESU diagnostiquées en état écologique ou chimique moyen, médiocre ou mauvais à l'issue du rapportage de 2010.

Difficulté

Quantifier les flux entre MESO et MESU et si la baisse du flux rejoignant les MESU en provenance des MESO due aux prélèvements dans les eaux souterraines est à l'origine d'une dégradation des MESU.



Test « écosystèmes terrestres »

Objectif

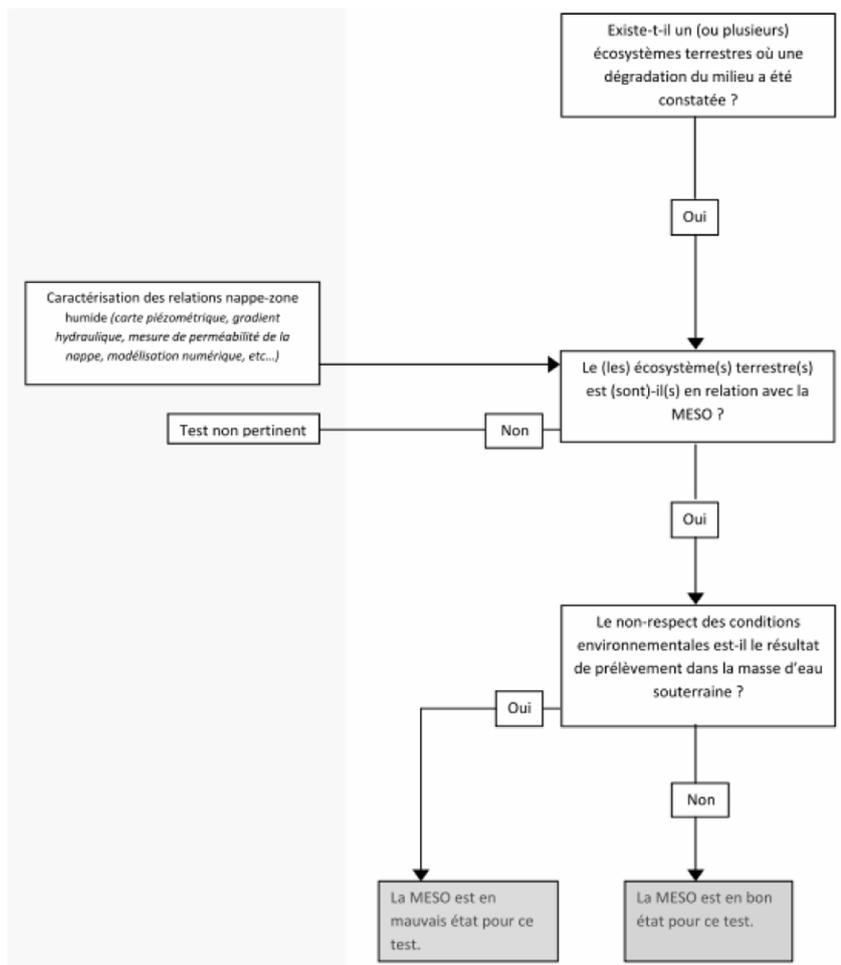
Identifier les écosystèmes terrestres dont la qualité est dégradée à cause des prélèvements dans les eaux souterraines.

Domaine d'application

Tous les écosystèmes terrestres à l'aplomb de la MESO considérée.

Difficulté

L'absence de surveillance des zones humides rend difficile le diagnostic sur un état de dégradation, et le manque de connaissances sur les relations entre zones humides et eaux souterraines rend difficile le diagnostic sur une baisse des niveaux de nappe due aux prélèvements venant dégrader l'écosystème terrestre.



Test « intrusion salée ou autre »

Objectif

Identifier une intrusion salée de type marine ou autre due à une surexploitation de la ressource en eau.

Types de point d'eau

Tous les points d'eau situés dans la zone d'influence ou dans l'environnement d'un captage.

Période d'analyse de tendance

1996-2010

Difficulté

Définir des tendances « significatives et durables » sur des chroniques discontinues ou trop courtes pour faire une analyse rigoureuse.

[1] Demandant notamment que $LQ < 30\%$ de la norme ou de la valeur seuil et que l'incertitude soit $< 50\%$, protocole de prélèvement identique. Une attention particulière devra également être accordée au protocole de prélèvements (cf. cahier des charges Aquaref).

[2] Cf. note sur les valeurs seuils.

[3] Cf. note sur l'évaluation de la tendance (en cours de rédaction).

