

Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE

Rapport final

BRGM/RP-57044-FR
février 2010

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 09EAUK15

J.F. Vernoux, J. Lions, E. Petelet-Giraud, J.J. Seguin, P. Stollsteiner
Avec la participation de E. Lalot

Vérificateur :

Nom : F. Bichot & L. Gourcy

Date : 19/03/2010

Signature :

Approbateur :

Nom : S. Lallier

Date : 05/01/2011

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.

Mots clés : directive cadre sur l'eau, masse d'eau souterraine, masse d'eau de surface, écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines, relations nappe-rivière, zone humide, zone hyporhéique

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

Vernoux J.F., Lions J., Petelet-Giraud E., Seguin J.J., Stollsteiner P., Lalot E. (2010) – Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE, rapport BRGM/RP-57044-FR, 207 pages, 91 illustrations, 1 annexe

Synthèse

Jusqu'à présent, masses d'eau souterraine et masses d'eau de surface ont plutôt été traitées en France de manière indépendante alors qu'une idée maitresse de la DCE est l'unicité de la ressource en eau et des interactions entre ses différentes composantes, avec comme objectif opérationnel un bon état de la ressource en eau qui ne pourra être atteint que par une gestion intégrée. La DCE souligne la nécessité d'une approche de la gestion de l'eau dans laquelle les interactions entre masses d'eau souterraine, écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines et masses d'eau de surface jouent un rôle central.

L'objectif de cette synthèse, réalisée dans le cadre de la convention 2009 entre l'ONEMA et le BRGM, est de fournir les éléments d'une meilleure prise en compte des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés pour la mise en œuvre de la DCE. Elle est focalisée sur les 4 thèmes suivants :

- Relations entre la qualité d'une eau souterraine et la qualité d'une eau de surface, en particulier en période d'étiage
- Evaluation des échanges quantitatifs entre eau souterraine et eau de surface : débits échangés, contribution des nappes aux débits en étiage, en hautes eaux, lors des crues
- Impact des eaux souterraines sur les écosystèmes terrestres associés
- Impact de l'exploitation des eaux souterraines sur la qualité biologique des cours d'eau

Le document présente en premier lieu le cadre fixé par la DCE en particulier la nécessité de caractériser l'état des masses d'eau souterraine en fonction de leur impact sur les eaux de surface et les écosystèmes terrestres associés. Il propose également une synthèse des approches opérationnelles de réponse aux exigences de la DCE sur la protection des écosystèmes dépendant des eaux souterraines. Ces approches s'avèrent encore peu développés dans les pays européens, à l'exception du Royaume-Uni et du Danemark.

Les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines sont devenus un important sujet en hydrogéologie au cours des vingt dernières années, mais en séparant souvent les aspects quantitatifs des aspects qualitatifs. La majorité de ces échanges ont lieu dans la zone d'interface entre eau souterraine et eau de surface (zone hyporhéique) dont le rôle s'avère fondamental tant du point de vue des relations quantitatives que qualitatives.

Un chapitre a été consacré aux interactions chimiques entre eau de surface et eau souterraine avec le rôle de la zone hyporhéique, les mécanismes de filtration qui sont susceptibles d'atténuer les pollutions et pour chaque catégorie de substances (métaux, micro-organismes, nitrates, produits phytosanitaires et autres molécules organiques) les mécanismes d'atténuation, le rôle des paramètres physico-chimiques, la spécificité

des échanges nappe-rivière. La complexité de ces interactions rend difficile la caractérisation de la relation entre la qualité d'une nappe et celle d'un cours d'eau.

Concernant l'impact des eaux souterraines sur les écosystèmes de surface, le but n'était pas de couvrir l'ensemble des travaux mais plutôt de considérer l'effet d'une baisse du niveau piézométrique (suite à un déficit pluviométrique ou en raison de prélèvements) vis-à-vis d'un risque de détérioration de la qualité écologique de l'écosystème. S'il est souvent possible d'estimer l'impact en terme hydrodynamique (variation de niveau des nappes d'eau souterraine, variation de débit des cours d'eau) , à conditions de disposer des données, il est plus difficile d'estimer l'effet sur l'écosystème dans la mesure où l'on manque encore de règles relatives aux seuils à ne pas dépasser pour garantir la pérennité de l'écosystème à court et long terme.

Enfin un important chapitre a été consacré aux outils d'évaluation des échanges entre eau souterraine et eau de surface, qu'ils s'agissent des outils de modélisation (modèles globaux et spatialisés pouvant intégrer le transport), des outils géochimiques, isotopiques et biologiques. Il est à noter que les travaux récents vont de plus en plus dans le sens d'une utilisation conjointe de ces outils.

Cette synthèse devrait permettre d'élaborer un guide opérationnel pour la caractérisation et la définition de l'état des masses d'eau souterraine prenant mieux en compte eau de surface et écosystème terrestres associés conformément aux exigences de la DCE et déboucher ainsi sur un programme d'actions pour une meilleure gestion des masses d'eau souterraines.

Sommaire

1. Introduction	13
2. Définitions	15
3. Prise en compte des interactions entre eau de surface et eau souterraine dans la directive cadre sur l'eau.....	19
3.1. OBJECTIFS DE LA DCE	19
3.2. MISE EN ŒUVRE DE LA DCE.....	25
4. Considérations générales sur les relations entre eau souterraine et eau de surface	35
4.1. RELATIONS QUANTITATIVES	35
4.1.1. La composante du débit des cours d'eau	35
4.1.2. Facteurs géologiques et morphologiques.....	37
4.1.3. Facteurs hydrodynamiques	38
4.1.4. Gestion spécifique des nappes d'accompagnement	42
4.1.5. Gestion des volumes prélevables dans les nappes d'eau souterraine	44
4.2. RELATIONS QUALITATIVES	44
4.2.1. Introduction.....	44
4.2.2. Echanges entre eau de surface et eau souterraine.....	45
4.2.3. Les risques de contamination entre la nappe et la rivière	48
4.3. RELATIONS ENTRE EAU SOUTERRAINE ET ECOSYSTEMES TERRESTRES ASSOCIES	52
5. Interactions chimiques entre eau de surface et eau souterraine.....	59
5.1. ROLE HYDROCHIMIQUE DE LA ZONE HYPORHEIQUE	59
5.2. LES MECANISMES DE FILTRATION MIS EN JEU	59
5.2.1. La filtration biologique.....	60
5.2.2. La filtration chimique.....	65
5.2.3. La filtration physique.....	68
5.3. BILAN PAR SUBSTANCES : INFLUENCES RESPECTIVES DES DIFFERENTS MODES DE RETENTION	70
5.3.1. Les métaux	70

5.3.2. Les micro-organismes.....	77
5.3.3. Les nitrates.....	78
5.3.4. Produits phytosanitaires.....	82
5.3.5. Les autres molécules organiques	87
5.3.6. Récapitulatif sur les mécanismes d'atténuation pour les principaux groupes de polluants (d'après Smith, 2005)	91
5.4. RELATION ENTRE LA QUALITE D'UNE NAPPE ET CELLE D'UN COURS D'EAU.....	93
5.4.1. Principales caractéristiques des cours d'eau et des aquifères affectant les échanges.....	93
5.4.2. Composition chimique des eaux de surfaces - Réactions dans la rivière	95
5.4.3. Cas des aquifères de socle et karstiques	97
5.4.4. Hétérogénéité des compositions chimiques des systèmes.....	97
6. Impact des eaux souterraines sur les écosystèmes de surface.....	99
6.1. IMPACT DE L'EXPLOITATION DES EAUX SOUTERRAINES SUR LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU	99
6.1.1. La qualité biologique des cours d'eau.....	99
6.1.2. Impact de la variation du débit et du sens des échanges sur les écosystèmes aquatiques.....	100
6.1.3. Méthodes d'évaluation des débits réservés des cours d'eau.....	102
6.1.4. Gestion de la ressource en eau et de la biodiversité	105
6.1.5. Bilan	106
6.2. IMPACT DES EAUX SOUTERRAINES SUR LES ZONES HUMIDES	106
6.2.1. Typologie des zones humides.....	107
6.2.2. Interactions entre eau souterraine et zones humides	109
6.2.3. Impact du niveau de la nappe d'eau souterraine sur le fonctionnement écologique de la zone humide	112
7. Outils d'évaluation des échanges entre eau souterraine et eau de surface...	115
7.1. MODELES QUANTITATIFS.....	116
7.1.1. Généralités.....	116
7.1.2. Solutions analytiques	118
7.1.3. Modèles numériques.....	118
7.1.4. Modèles maillés (spatialisés)	123
7.1.5. Modèles globaux.....	129
7.2. MODELES DE TRANSPORT	136
7.2.1. Différents types de modèles numériques.....	137

7.2.2. Solutions analytiques.....	141
7.2.3. Règles à respecter en matière de modélisation	141
7.2.4. Principaux logiciels "complets " disponibles	146
7.3. OUTILS GEOCHIMIQUES.....	151
7.3.1. Les paramètres physico-chimiques	151
7.3.2. Les ions majeurs	151
7.4. LES OUTILS ISOTOPIQUES	158
7.4.1. La notion d'isotope, intérêt dans les études environnementales	158
7.4.2. Les isotopes Stables de l'eau ($\Delta^{18}\text{O}$ et $\Delta^2\text{H}$).....	162
7.4.3. Les isotopes du Strontium ($^{87}\text{SR}/^{86}\text{SR}$).....	168
7.4.4. Autres traceurs et marqueurs du temps de résidence des eaux	172
7.4.5. Les indicateurs anthropiques utilisés comme traceurs	178
7.5. OUTILS HYDROBIOLOGIQUES	180
8. Conclusion	185
9. Bibliographie	189

ANNEXE : Exemples d'utilisation d'outils de modélisation pour calculer le contribution des eaux souterraines aux eaux de surface

Liste des illustrations

Illustration 1 – Echanges nappe-rivière : la nappe alimente la rivière (Winter et al., 1998)	15
Illustration 2 - Echanges nappe-rivière : la rivière alimente la nappe (Winter et al., 1998)	15
Illustration 3 – La zone hyporhéique (Environment Agency, 2005)	18
Illustration 4 – Modèles conceptuels de la zone riparienne (Environment Agency, 2005)	18
Illustration 5 – Approche générale pour la protection ou la restauration des besoins en eau souterraine des écosystèmes terrestres directement dépendants des masses d'eau souterraine (d'après European Commission, 2003)	21
Illustration 6 – Schéma conceptuel de la DCE pour la caractérisation des masses d'eau souterraines (Commission Européenne, 2008)	22
Illustration 7 – Schéma conceptuel pour l'évaluation du RNABE pour les masses d'eau souterraines (Quevauvillier, 2008)	23
Illustration 8 - La DCE requiert l'évaluation des interactions eau de surface / eau souterraine (Environment Agency, 2005)	24

Illustration 9 - méthode d'identification des écosystèmes terrestres susceptibles d'être fortement altérés par des modifications du niveau piézométrique ou de la qualité des eaux souterraines (d'après European Commission, 2003)	25
Illustration 10 – Exemple de contexte hydrogéologique et de circulation des eaux souterraines dans un paysage de moraine. Un exemple de limite redox contrôlant la réduction des nitrates est également présenté (in BRIDGE, 2006)	26
Illustration 11 – Classification des types de vallées alluviales en fonction des quantités de nitrates provenant des eaux souterraines attendues dans les eaux de surface (in BRIDGE, 2006)	27
Illustration 12 – Méthode d'évaluation du risque pour les écosystèmes dépendant des eaux souterraines (d'après Hulme et al., 2007)	29
Illustration 13 – Capacité d'atténuation des sédiments hyporhéiques sur les masses d'eau de surface en Angleterre et Pays de Galles (Smith et al., 2008)	30
Illustration 14 – Relations entre les masses d'eau souterraine et les zones humides sur le bassin Rhône-Méditerranée (d'après l'état des lieux pour la DCE adopté par le comité de bassin du 4 mars 2005)	31
Illustration 15 - Relations entre MESO, MESU et ETDES - Implication vis-à-vis de la MESO pour la mise en œuvre de la DCE.....	32
Illustration 16 - Composante eau souterraine du débit d'un cours d'eau	35
Illustration 17 – Coupe type d'une nappe alluviale (Daum et al., 1997).....	37
Illustration 18 - Relation d'une nappe alluviale avec les terrains encaissants (Daum et al., 1997).....	38
Illustration 19 – relations hydrodynamiques entre la nappe et la rivière : exemple de la Boutonne (Charente Maritime)	39
Illustration 20 – cours d'eau déconnecté de la nappe avec réalimentation induite (Winter et al., 1998)	40
Illustration 21 – Zone d'expansion de crue (Winter et al., 1998).....	40
Illustration 22 - Echange nappe-rivière en fonction de la hauteur d'eau dans la rivière (Winter et al., 1998)	41
Illustration 23 – Influence d'un pompage sur le flux d'eau entre la nappe et la rivière (Daum et al., 1997)	42
Illustration 24- Echange entre eau de surface et nappe le long du cours d'eau lors de brusques variations de pente (A) ou des méandres (B) (Winter et al. 1998).....	47
Illustration 25 - Hétérogénéité des flux hydrauliques dans la zone hyporhéique ; (Gnouma et al., 2003).....	47
Illustration 26 - Propagation d'une pollution (Winter et al., 1998).....	49
Illustration 27 - Risque de pollution d'un captage situé à proximité d'un cours d'eau.....	51
Illustration 28 – Exemples d'interactions hydrauliques entre une masse d'eau souterraine et une zone humide	53
Illustration 29 – Typologie des zones humides en fonction de la position topographique avec les mécanismes prédominants d'alimentation en eau ; P = précipitations, R = ruissellement, G = eau souterraine, OB = expansion de crue	53

Illustration 30 – Zones humides de plaine	55
Illustration 31 - Zones humides de coteau	55
Illustration 32 – Zones humides de dépression	56
Illustration 33 – Zones humides de vallée.....	56
Illustration 34 - Domaine de potentiel d'oxydoréduction (à pH 7) pour des réactions catalysées par les bactéries (Sigg et al. 2000).	60
Illustration 35 - Description schématique des processus biogéochimiques le long des écoulements nappe-rivière (Bourg et Bertin 1993).	62
Illustration 36 - Evolution des espèces en solution selon les réactions de réduction successives (Curie, 2006).....	64
Illustration 37 - Différents modes de filtration selon le rapport du diamètre des particules filtrées par rapport au diamètre des grains du milieu poreux (d'après Darmendrail, 1987).	69
Illustration 38 - Conditions génériques Eh, pH pour l'atténuation ou le relargage des polluants issus des rejets de mines dans la zone hyporhéique (Gandy et al. 2007).....	76
Illustration 39 - Cheminement des eaux entre un aquifère et la rivière adjacente ; source (Dahl et al., 2007).....	80
Illustration 40 - Variation journalière de pH de la rivière du Lot (Bertin et al., 1991)	96
Illustration 41 – Alimentation du cours d'eau en situation de hautes eaux et de basses eaux.....	102
Illustration 42 – Méthodes d'évaluation des débits nécessaires à la préservation d'un écosystème (d'après Rebillard, 2006)	104
Illustration 43 - Impact des écoulements souterrains sur la formation des zones humides (Winter et al., 1998).....	107
Illustration 44 - Zones humides à la rupture de pente ; (Winter et al., 1998).....	107
Illustration 45 - Zone humide alimentant la nappe (Winter et al., 1998)	108
Illustration 46 – nappe alimentant le cours d'eau et la zone humide (Winter et al., 1998)	108
Illustration 47 - Classes de zones humides d'après Brinson et al. (1995).....	108
Illustration 48 - Les 3 types de régime hydrologique en fonction de l'importance relative des transferts hydriques de surface et souterrains.	109
Illustration 49 - Les différents écoulements mis en jeu au sein d'une zone humide de fond de vallée ou interagissant avec la zone humide (in Mérot, 2000)	111
Illustration 50 - Géométrie d'une zone humide conceptuelle et bilan hydrologique (in Weng, 2000).....	113
Illustration 51 – Comparaison de prévision du niveau d'eau dans la ZH en présence ou non de prélèvements.....	114
Illustration 52 - Outils pouvant être utilisés pour caractériser les relations entre eau souterraine et eau de surface	116
Illustration 53 - Exemple d'hydrosystème	117
Illustration 54 - Données nécessaires pour la modélisation hydrodynamique.....	124

Illustration 55 - Données nécessaires pour la prise en compte d'un réseau hydrographique.....	125
illustration 56 : Différence de maillage entre « différences finies » (b) et « éléments finis » (c) (konikow 1996).....	127
Illustration 57 – Trois types de modèles spatialisés	129
Illustration 58 – Simulation des débits de l'Austreberthe à St Paer avec le logiciel GARDÉNIA.....	132
Illustration 59 - Piézomètre Sompuis (Champagne) : Prévion émise à fin mars 2004.....	133
Illustration 60 - Schématisation d'un modèle du type "boîte noire"	134
Illustration 61 - Exemple de 2 fonctions de transfert (logiciel TEMPO du BRGM).....	134
Illustration 62 - Exemple d'application d'un bassin complexe décomposé en 9 sous bassins.....	135
Illustration 63 – Logigramme des modélisations envisageables pour les échanges eau souterraine / eau de surface.....	143
Illustration 64 - Représentation schématique du couplage entre STICS- MODCOU - NEWSAM.....	147
Illustration 65 - Ordre de grandeur des concentrations en éléments majeurs généralement mesurées dans les eaux souterraines en fonction de la lithologie de l'aquifère (Blum et al., 2002).....	152
Illustration 66 - Composition chimique moyenne des eaux de surface drainant les principales catégories de roches (Meybeck, 1984).....	153
Illustration 67 - Carte géologique simplifiée du bassin de l'Hérault (Petelet, 1999).....	155
Illustration 68 - Evolution du calcium en fonction de la somme des cations libérés par l'altération, et rapports Mg/Na et Ca/Na dans les eaux superficielles du bassin de l'Hérault (Petelet, 1999).....	156
Illustration 69 – Exemple d'utilisation du diagramme de Piper.....	157
Illustration 70 – Isotopes 16 et 18 de l'oxygène	158
Illustration 71 – Mise en évidence d'un processus de dénitrification à partir des isotopes de l'oxygène et de l'azote	179
Illustration 72 - Tableau des informations apportées par les quatre espèces de Candoninae stygobies (Crustacés Ostracodes) des plaines alluviales de l'Ain et du Rhône (Bornette et al. 2007, d'après Marmonier 1988).....	181
Illustration 73 - Cartographie des échanges nappes /Rhône établie à partir des résultats des métriques hydrophysiques et biologiques sur le secteur test de Brégnier-Cordon (Source : ENSM-SE, Université Lyon I, in Bornette et al., 2007 et 2008)	183
Illustration 74 – Schématisation de l'impact d'un pompage en nappe sur un cours d'eau.....	210
Illustration 75 - Délimitation de nappes d'accompagnement dans le bassin de la Juine et de l'Essonne	213
Illustration 76 – Résultats des calculs dans le bassin de la Juine et de l'Essonne	214
Illustration 77 - Réseau hydrographique pris en compte dans la modélisation.....	216

Illustration 78 - Prise en compte des débits des rivières à l'entrée du domaine d'étude à partir des stations hydrométriques.....	217
Illustration 79 – Démarche suivie pour la spatialisation de la pluie efficace.....	219
Illustration 80- Classes d'IDPR retenues en fonction de la valeur de l'IDPR et répartition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement.	220
Illustration 81 – Démarche suivie pour la spatialisation de la recharge des nappes.....	222
Illustration 82 – Deux exemples de comparaison débits simulés – débits observés en région Poitou-Charentes	223
Illustration 83 – Calculs de débits ou de niveaux à partir de scénarios climatiques.....	225
Illustration 84 – Courbe de fréquence cumulée	226
Illustration 85 - Exemple de prévision fournie par TEMPO dans un environnement Excel	227
Illustration 86 - Modélisation du piézomètre de Villiers,.....	229
Illustration 87 - Fonctions de transfert "lente " et "rapide" (réponses impulsionnelles) calculées dans la modélisation du piézomètre de Villiers.....	230
Illustration 88 - Modélisation des débits la station de Quinçay	230
Illustration 89 – Réponses impulsionnelles calculées dans la modélisation des débits (dont les 2 réponses aux piézomètres introduits)	231
Illustration 90 - Zone de gestion de l'Auxance : disponibilité de la ressource pour des prélèvements saisonniers en fonction des débits objectifs.....	232

1. Introduction

La DCE a englobé les différents aspects qui servent à définir la qualité d'une eau souterraine en exprimant, entre autres, que *cette eau est de qualité si elle ne perturbe pas la qualité chimique ou écologique des milieux superficiels qui lui sont associés*. Cette subtile définition parvient à faire abstraction de la relativité de la qualité de l'eau, qui en soi se conçoit par rapport à l'usage qui en est fait. Elle permet d'adjoindre à la qualité, prise implicitement dans la perspective d'un usage eau potable, une dimension environnementale ou patrimoniale. Cette définition contient aussi la notion de fond géochimique, en ce sens que le biotope superficiel qui est naturellement associé à une eau souterraine marquée par un faciès géochimique donné est adapté biologiquement au fond géochimique naturel de cette eau. Cet aspect assure même un relais au cas où une eau serait naturellement impropre à la consommation : cette eau reste « de qualité », c'est-à-dire exempte de pollutions, si les biotopes superficiels qui ont été de tous temps adaptés à sa chimie n'ont subi aucune altération.

Cette notion conduit tôt ou tard à devoir expliciter la nature des relations entre eau souterraine et eau de surface pour analyser les échanges (chimiques et quantitatifs), comprendre le degré de liaison entre ces deux compartiments du cycle de l'eau. Comprendre les mécanismes et disposer d'outils pour représenter les échanges (modèles en particulier) devient indispensable lorsque l'on aborde la dimension temporelle et la cinétique des échanges entre nappes d'eau souterraine et hydrosystèmes superficiels.

Cette compréhension, ainsi que le suivi, la prévision, le reporting et les plans d'actions demandés par la DCE s'entendent à la fois pour la qualité des eaux et pour la quantité. Les applications potentielles sont nombreuses, citons pour la qualité puis pour la quantité quelques sujets :

Qualité

- le suivi de la qualité d'une nappe à partir de la qualité des eaux de rivières (ou de sources), en particulier lors des étiages
- le suivi du parcours final des pollutions diffuses en nappes
- le pouvoir filtrant des niveaux d'alluvions sous lit et de son colmatage naturel
- les contributions respectives du ruissellement et des eaux de nappes aux eaux de rivières
- les possibilités d'atténuation à l'interface eau souterraine-eau de surface
- l'influence de la qualité des eaux de rivière sur la nappe au voisinage de captages en nappe lorsque le sens habituel des échanges s'inverse
- l'impact des eaux souterraines sur la qualité écologique des écosystèmes terrestres (zones humides en particulier)
- impact de l'exploitation des nappes sur la qualité biologique des cours d'eau

Quantité

- débits échangés, contribution des nappes aux débits en étiage, en hautes eaux, lors des crues

- mécanisme des crues de nappes, durée de crues soutenues par les nappes (ex. Oise, Aisne)
- volumes échangés entre nappe de plateau et nappe alluviale, entre nappe alluviale et rivière
- gestion des retenues au fil de l'eau et effets induits sur la nappe alluviale
- répercussions sur la nappe d'un stockage superficiel par retenue collinaire
- occupation des sols et contrôle des débits infiltrés puis échangés avec la rivière
- effets périphériques (sur une rivière, une zone humide) d'opérations de gestion active : recharge artificielle, surexploitation temporaire d'une nappe, infiltration provoquée,
- cas particulier des circulations karstiques.

Dans le cadre de la convention ONEMA-BRGM 2008-2009, l'ONEMA a confié au BRGM le soin de réaliser une synthèse bibliographique focalisée sur les 4 thèmes suivants :

- **Relations entre la qualité d'une eau souterraine et la qualité d'une eau de surface, en particulier en période d'étiage**
- **Evaluation des échanges quantitatifs entre eau souterraine et eau de surface : débits échangés, contribution des nappes aux débits en étiage, en hautes eaux, lors des crues**
- **Impact des eaux souterraines sur les zones humides, en particulier sur le plan écologique**
- **Impact de l'exploitation des eaux souterraines sur la qualité biologique des cours d'eau**

Cette synthèse ne couvre donc pas l'ensemble de la thématique sur les relations entre eau souterraine et eau de surface.

Pour chacun des thèmes, l'objectif est le suivant :

- faire un état des connaissances actuelles sur ces différents thèmes
- réaliser un inventaire des outils, et principalement des modèles, qui ont été développés
- sélectionner quelques exemples concrets suffisamment démonstratifs de l'importance des relations nappe-rivière.
- Identifier, le cas échéant les verrous de connaissance qui pourront justifier ultérieurement des recherches opérationnelles.

2. Définitions

Eaux souterraines et eaux de surface sont deux états de la ressource en eau, deux phases du cycle de l'eau. Elles présentent des relations et une interdépendance hydrologique si étroite qu'en fait toutes deux constituent une ressource unique (Castany, 1965).

La **relation nappe-rivière** se définit comme un échange d'eau dans un sens ou dans l'autre entre une nappe d'eau souterraine et un cours d'eau (Illustration 1 & Illustration 2). Suivant le niveau de la ligne d'eau, et les saisons, la nappe alimente le cours d'eau ou est alimentée par celui-ci notamment lors des inondations.

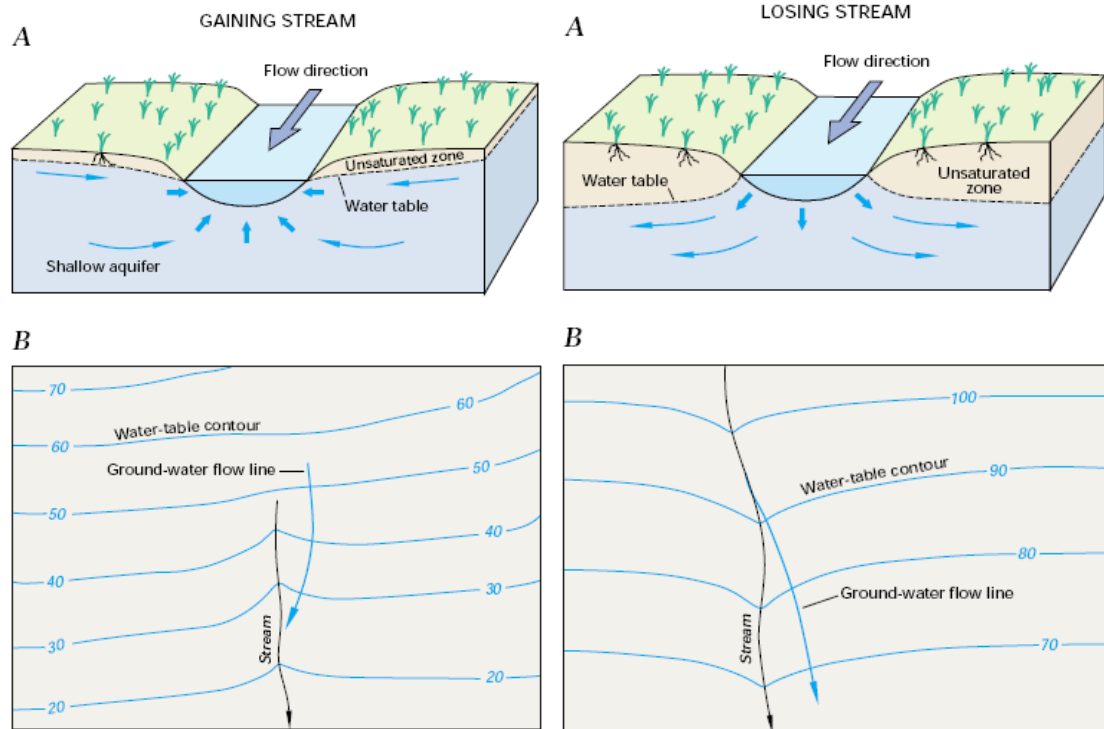


Illustration 1 – Echanges nappe-rivière : la nappe alimente la rivière (Winter et al., 1998)

Illustration 2 - Echanges nappe-rivière : la rivière alimente la nappe (Winter et al., 1998)

La **nappe d'accompagnement** est la nappe ou partie de nappe souterraine qui est en forte liaison hydraulique avec un cours d'eau permanent et dont l'exploitation peut avoir un effet préjudiciable (supérieur à un seuil à définir) sur le débit d'étiage superficiel. Ce préjudice consiste soit en une réduction de l'apport de la nappe souterraine au cours d'eau, soit en une réalimentation induite de la nappe par le cours d'eau. Cette notion de nappe d'accompagnement pose problème dans la mesure où elle dépend du

régime de prélèvement. Une délimitation fixe et absolue d'une nappe d'accompagnement du côté opposé au cours d'eau, notamment dans le cas d'aquifère étendu, n'est donc pas possible.

Les **écosystèmes d'eaux de surface** correspondent aux masses d'eau de surface (rivières, étangs, lacs, etc.). Les nappes alluviales sont présentes le long de la quasi-totalité des cours d'eau. Or ces nappes alluviales ne sont dans la plupart des cas que le relais entre une nappe d'extension régionale qu'elle contribue à drainer et la rivière. En conséquence, il s'ensuit que la quasi-totalité des masses d'eau associées à ces nappes alluviales sont en relation hydraulique étroite avec les cours d'eau. Généralement ces nappes alimentent les rivières en étiage ; plus rarement et surtout dans des zones karstiques ces nappes sont alimentées par des pertes diffuses ou localisées des rivières.

Les **écosystèmes terrestres (forêts, prairies, zones humides, ...) dépendant des eaux souterraines**¹ répondent aux deux critères suivants : (i) une interaction hydraulique entre l'écosystème et une masse d'eau souterraine ; (ii) 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.

Une **zone humide** est un type particulier d'écosystème terrestre ou marin. Selon le code de l'environnement, les zones humides sont des « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année». (Art. L.211-1). Récemment, les critères de définition et de délimitation d'une zone humide ont été explicités afin de faciliter une appréciation partagée de ce qu'est une zone humide en vue de leur préservation par la réglementation (articles L. 214-7-1 et R. 211-108). La convention de Ramsar - traité international adopté en 1971 et entré en vigueur en 1975 - a adopté une définition plus large que la réglementation française : les zones humides sont «des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres». Ces zones sont des espaces de transition entre la terre et l'eau. Comme tous les milieux de transition (écotone²), ces zones

¹ en anglais : GWDTE (Groundwater dependent terrestrial ecosystem)

² Un écotone désigne une zone de transition entre deux écosystèmes, de dimension variable (plusieurs centaines de mètres à plusieurs centaines de kilomètres) à l'intérieur de laquelle des variations irrégulières

présentent une forte potentialité biologique. Elles servent notamment d'étape migratoire, de lieu de reproduction et/ou d'hivernage pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de poissons, des batraciens et d'innombrables invertébrés chaque zone humide constituant ainsi le maillon d'une chaîne indispensable à la survie de ces espèces. En outre, elles ont un rôle fonctionnel reconnu. Elles favorisent l'auto-épuration des eaux souterraines et superficielles, la rétention des crues et, dans certains cas, la recharge des nappes d'eau souterraine (Mitsch & Gosselink, 1993 ; Fustec & Lefeuvre, 2000).

Le terme « **zone hyporhéique** » est défini comme l'interface des eaux superficielles et souterraines (Illustration 3). La zone hyporhéique a un fonctionnement très dynamique, dans ses dimensions verticale, latérale et longitudinale du cours d'eau. Le sens et l'intensité des échanges entre l'eau de surface et la nappe souterraine dépendent de la perméabilité de cette zone et des gradients hydrauliques des écoulements. Il existe plusieurs définitions et modèles conceptuels de cette zone (Environment Agency, 2005), qui varient en fonction des disciplines scientifiques, selon que l'on se place sous l'angle des processus hydrologiques, hydrogéologiques ou écologiques. Ce terme a été utilisé au début par les chercheurs en écologie qui décrivent la zone hyporhéique comme un écotone actif entre eau de surface et eau souterraine dans lequel les échanges entre l'eau, les nutriments et la matière organique résultent des gradients hydraulique et chimique de la topographie et de la lithologie des sédiments. Pour les hydrogéologues, la définition peut être purement quantitative : c'est la zone au sein de laquelle les eaux de surface sont supérieures à 10 % du volume total présent (Triska et al., 1989). La zone hyporhéique est également définie comme une zone de mélange entre des eaux (souterraine et de surface) qui ont la plupart du temps des signatures géochimiques différentes. De plus l'eau souterraine se caractérise plutôt par un faible taux de carbone organique et une faible activité microbactérienne alors que pour les sédiments hyporhéiques, c'est plutôt l'inverse. Du coup, on peut considérer qu'il y a des possibilités importantes de réactions biochimiques pour des substances polluantes transportées de l'aquifère vers la zone hyporhéique ou vice et versa, et donc d'atténuation naturelle.

ou progressives des paramètres thermiques, hydriques ou pédologiques se traduisent par des mosaïques de biotopes ou d'associations végétales.

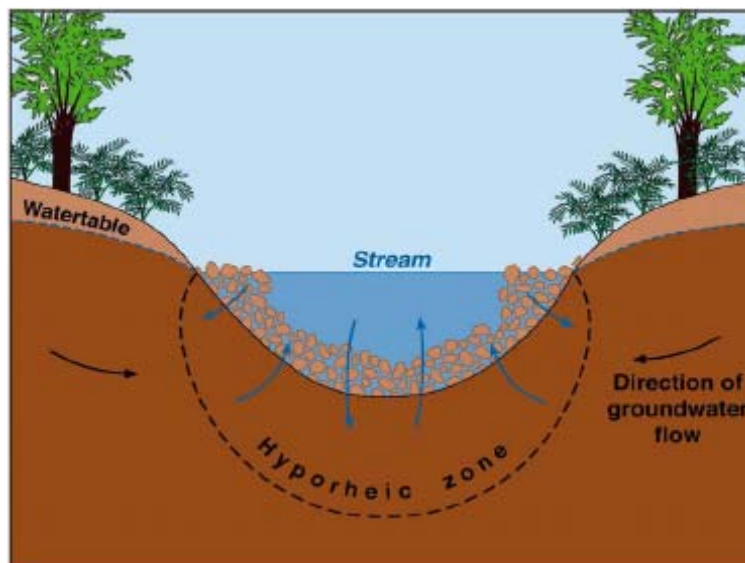


Illustration 3 – La zone hyporhéique (Environment Agency, 2005)

La **zone riparienne** est la bande de terrain qui longe les berges d'un cours d'eau, d'un lac ou d'une zone humide. Elle inclut la zone hyporhéique (Illustration 4). Les zones ripariennes sont des zones de transition, sans limite définie entre la masse d'eau et les coteaux, caractérisées par une grande diversité écologique en particulier sur le plan végétal.

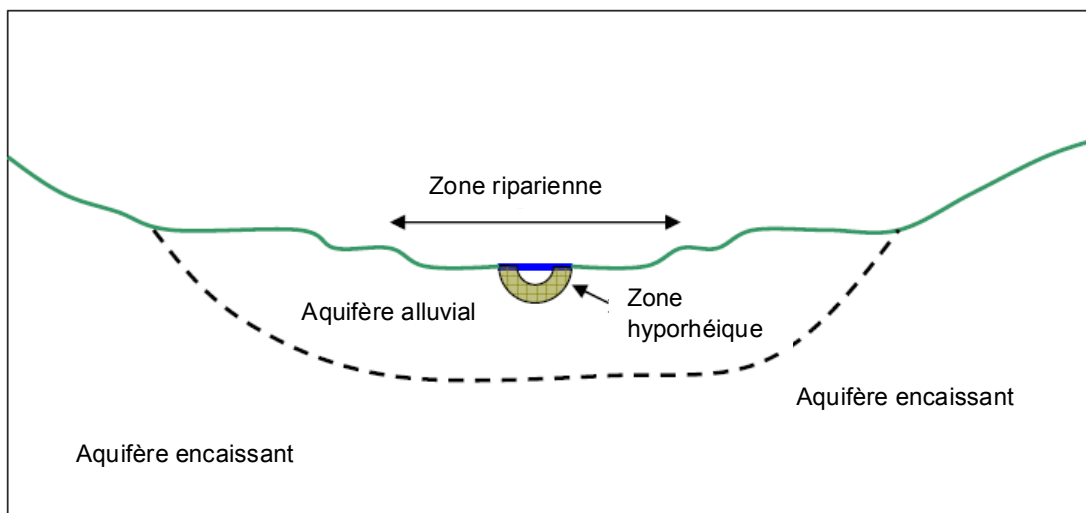


Illustration 4 – Modèles conceptuels de la zone riparienne (Environment Agency, 2005)

3. Prise en compte des interactions entre eau de surface et eau souterraine dans la directive cadre sur l'eau

3.1. OBJECTIFS DE LA DCE

La DCE fixe un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle 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 :

- qualitatifs et écologiques pour les eaux de surface ;
- quantitatifs, qualitatifs et d'impact sur les écosystèmes liés 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, l'annexe II de la DCE 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 l'annexe V 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.

Pour la définition du bon état quantitatif (Annexe V.2.1.2), le niveau de l'eau souterraine n'est pas soumis à des modifications anthropogéniques telles qu'elles:

- empêcheraient d'atteindre les objectifs environnementaux déterminés au titre de l'article 4 pour les eaux de surface associées,
- entraîneraient une détérioration importante de l'état de ces eaux,
- occasionneraient des dommages importants aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine

Pour la définition du bon état chimique (Annexe V.2.3.2), les concentrations de polluants de la masse d'eau souterraine :

- 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

Dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, de nombreux écosystèmes terrestres et MESU dépendant des eaux souterraines n'ont pas été caractérisés en fonction de leurs relations avec les eaux souterraines, même si ces écosystèmes peuvent être dégradés sous l'effet de pressions n'ayant aucun lien avec les eaux souterraines (déforestation et modes d'occupation du sol par exemple)

L'Illustration 5 présente l'approche générale préconisée par la DCE dans le cadre d'une gestion de bassin pour la prise en compte des risques d'altération des écosystèmes terrestres directement dépendants des eaux souterraines.

La directive fille sur les eaux souterraines est très orientée sur les aspects qualité et la prévention de pollution ; le paragraphe d'introduction souligne également l'importance des liens entre eaux souterraines et écosystèmes :

- (1) Les eaux souterraines constituent une ressource naturelle précieuse et devraient être en tant que telles protégées contre la détérioration et la pollution chimique. Cela est particulièrement important pour les écosystèmes dépendant des eaux souterraines ainsi que pour l'exploitation des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau destinée à la consommation humaine.

Dans l'article 3 sur les valeurs seuils, il est dit que les valeurs seuils pour un bon état chimique des eaux souterraines sont axées sur la protection des masses d'eaux souterraines en s'attachant spécialement à leur impact sur les eaux de surfaces associées et sur les écosystèmes terrestres et les zones humides directement dépendants, ainsi qu'à leur interaction avec ceux-ci, et tiennent compte, entre autres, des connaissances en matière de toxicologie humaine et d'écotoxicologie.

Les objectifs environnementaux de la DCE pour les masses d'eau souterraine exigent la protection des écosystèmes dépendants des eaux souterraines contre des dégradations significatives. Cependant la DCE ne fournit pas de définition du terme « significatives ». Ces dégradations doivent être jugées au regard de la qualité écologique des écosystèmes terrestres mais d'autres facteurs devraient être pris en compte. Par exemple une zone humide en relation avec un système karstique va jouer

un rôle crucial dans la protection de la zone saturée vis-à-vis d'une pollution. Dans ce cas il faudra mettre en place des mesures de protection spécifiques pour cet écosystème.

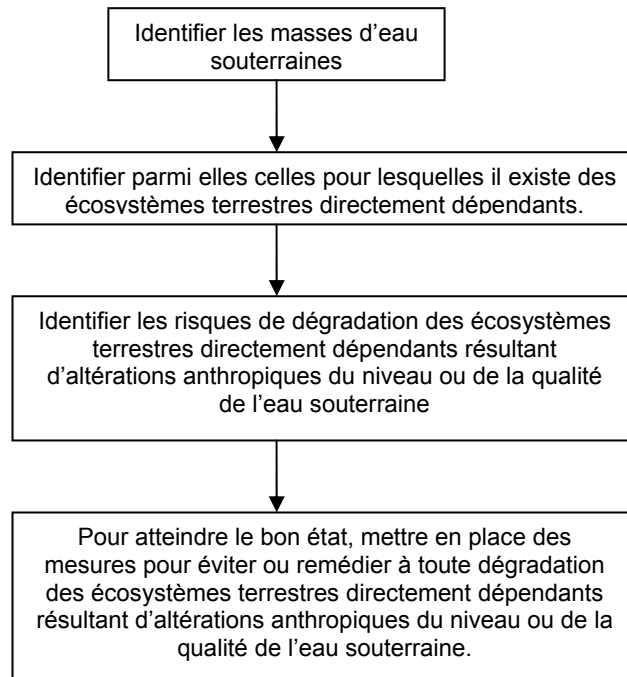


Illustration 5 – Approche générale pour la protection ou la restauration des besoins en eau souterraine des écosystèmes terrestres directement dépendants des masses d'eau souterraine (d'après European Commission, 2003)

La prise en compte des interactions entre eau souterraine et eau de surface a des conséquences en terme de caractérisation des masses d'eau souterraine. Cette caractérisation repose sur une compréhension des systèmes, particulièrement la connaissance des forces motrices (D), pressions (P), de l'état (E), des impacts (I) et des réponses (R) constituant la dorsale de la planification de la gestion des bassins versants. Elle implique l'analyse des pressions et des impacts de l'activité humaine sur la qualité des eaux souterraines, avec pour objectif d'identifier les masses d'eau souterraine risquant de ne pas satisfaire aux objectifs environnementaux de la DCE. Cette évaluation porte sur les risques liés aux usages de l'eau et aux interactions avec les écosystèmes aquatiques ou terrestres associés, en rapport avec les types de pression et la vulnérabilité des aquifères (Illustration 6).

Le risque de non atteinte du bon état (RNABE) d'une masse d'eau souterraine doit ainsi être évaluée selon une approche origine-écoulement-cible (Illustration 7). Le bon état chimique d'une masse d'eau souterraine implique que les concentrations d'éléments indésirables dans la nappe ne vont pas causer une dégradation

significative de la qualité écologique de la masse d'eau de surface où d'un écosystème terrestre tel qu'une zone humide. A l'inverse si une masse d'eau de surface est en risque de non atteinte du bon état, en raison d'interactions avec une masse d'eau souterraine associée (sous l'effet de pompages par exemple) alors la masse d'eau souterraine est elle-même en RNABE.

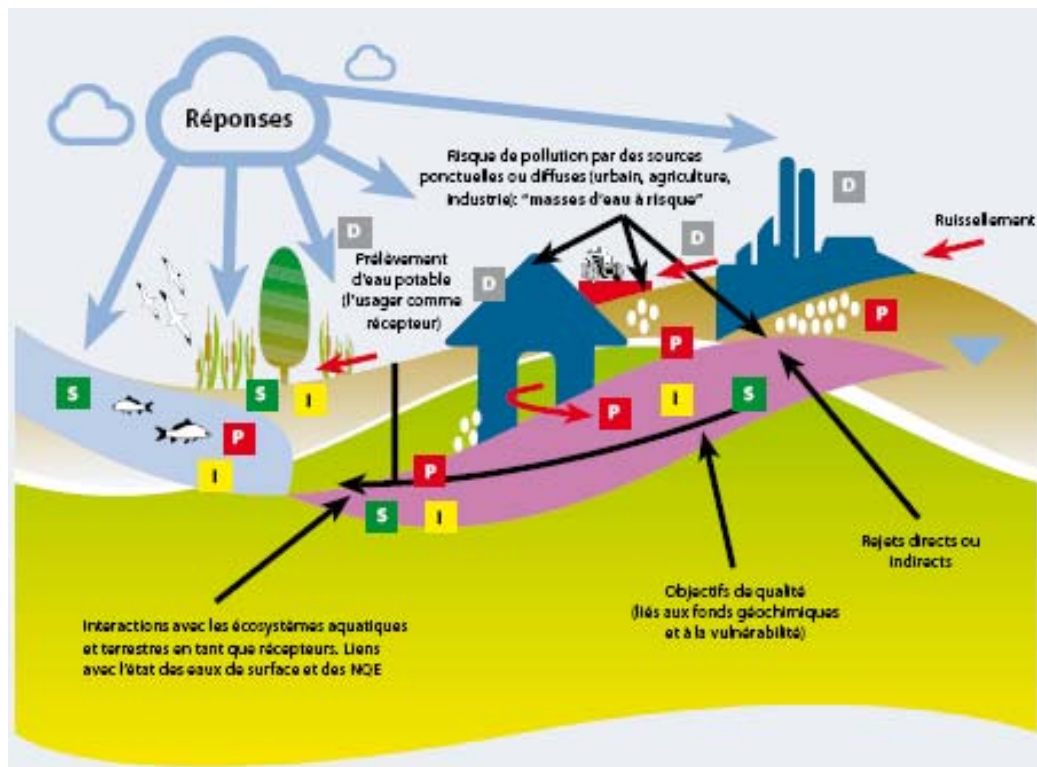


Illustration 6 – Schéma conceptuel de la DCE pour la caractérisation des masses d'eau souterraines (Commission Européenne, 2008)

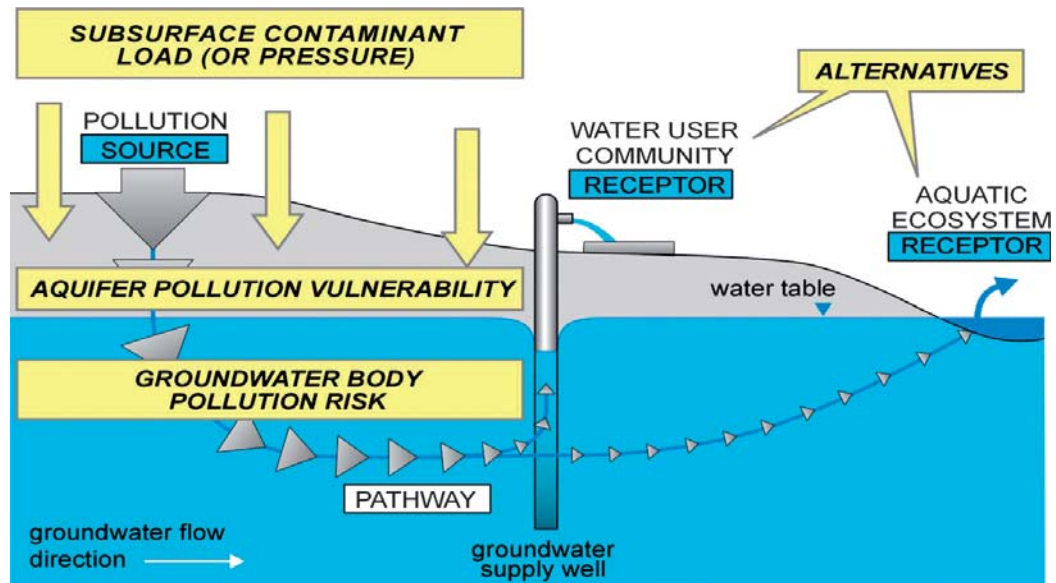


Illustration 7 – Schéma conceptuel pour l'évaluation du RNABE pour les masses d'eau souterraines (Quevauvillier, 2008)

Le statut d'une masse d'eau de surface est défini selon le statut le plus pénalisant sur le plan chimique et écologique. Or les méthodes pour déterminer le statut écologique ne sont pas évidentes (European Commission, 2005). Des travaux ont été réalisés, par le Cemagref sur la définition des conditions de référence biologiques (Wasson et al., 2004) et la définition des limites du bon état écologique (Wasson et al., 2005).

En conclusion, il faut insister sur le fait que les interactions entre masses d'eau souterraine et masses d'eau de surface sont importantes à comprendre pour caractériser l'impact d'un polluant présent dans l'eau souterraine sur l'eau de surface et inversement. Les processus qui contrôlent l'écoulement, la migration du polluant et la réponse écologique à l'interface (Illustration 8) sont fondamentaux pour cette caractérisation mais restent actuellement encore mal connus.

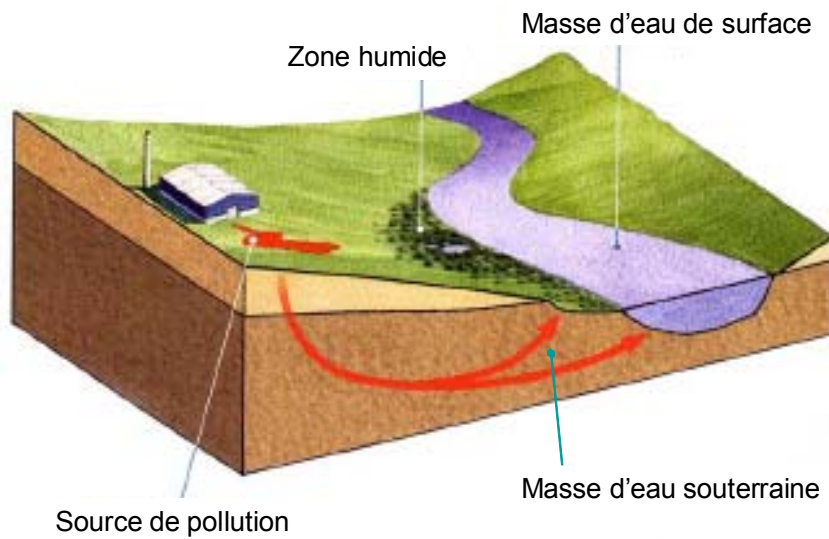


Illustration 8 - La DCE requiert l'évaluation des interactions eau de surface / eau souterraine (Environment Agency, 2005)

Le guide N°12 de mise en œuvre de la DCE relatif aux zones humides (European Commission, 2003) propose une méthode d'identification des écosystèmes terrestres susceptibles d'être fortement altérés par des modifications du niveau piézométrique ou de la qualité des eaux souterraines (Illustration 9)

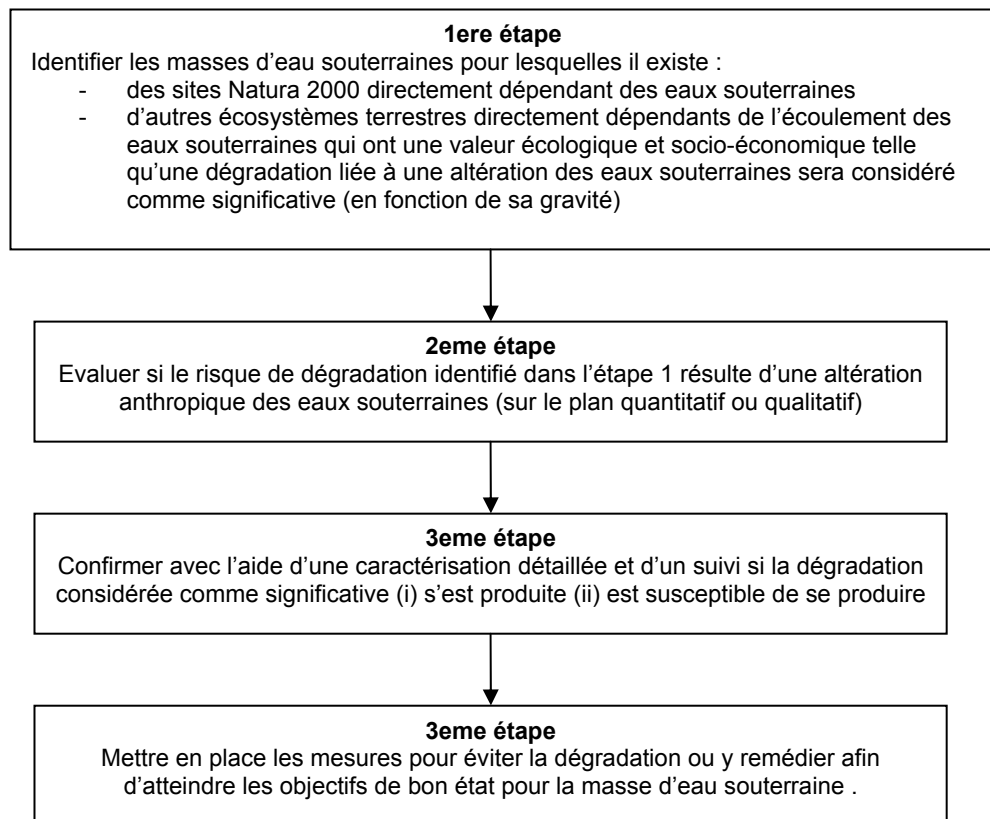


Illustration 9 - méthode d'identification des écosystèmes terrestres susceptibles d'être fortement altérés par des modifications du niveau piézométrique ou de la qualité des eaux souterraines (d'après European Commission, 2003)

3.2. MISE EN ŒUVRE DE LA DCE

Les éléments opérationnels de réponse aux exigences de la DCE sur la protection des écosystèmes dépendant des eaux souterraines sont encore peu développés dans les pays européens, à l'exception du Royaume-Uni et du Danemark. Dans le cadre du programme BRIDGE (2006), une revue des interactions entre eau souterraine et eau de surface et des interactions entre eau souterraine et écosystème terrestre a été réalisée dans une perspective de mise en œuvre de la directive. Ces interactions sont susceptibles d'affecter l'écoulement et la qualité de l'eau entre les deux types de masse d'eau et ainsi affecter la détermination de l'état de la masse d'eau. Parmi les contributions des différents pays, il faut citer les Danois qui ont défini une typologie des interactions eau souterraine – eau de surface en fonction du contexte géologique et géomorphologique du Danemark.

Les Danois ont d'abord défini une typologie des masses d'eau souterraine en considérant ces dernières comme interagissant avec les écosystèmes (Miljøstyrelsen, 2004). Cette typologie classe les masses d'eau souterraine selon la lithologie, l'état redox et le contact avec des masses d'eau de surface. Mais cette typologie s'avère insuffisante pour évaluer les interdépendances fonctionnelles entre masses d'eau souterraine, zones ripariennes et cours d'eau en raison de leurs différences selon l'échelle à laquelle on se place. Les Danois ont donc développé une typologie multi-échelle des interactions eau souterraine – eau de surface par une approche éco-hydrologique basée sur 3 niveaux hiérarchiques : la géomorphologie (échelle du bassin versant, > 5 km), le contexte hydrogéologique de la zone riparienne (1-5 km) et la direction principale d'écoulement à travers la zone riparienne (échelle locale, 0.01-1 km) (Dahl et al., 2007).

Cette typologie a été développée au départ pour évaluer le comportement des nitrates dans différents contextes géomorphologiques spécifiques du Danemark (Illustration 10) et ainsi cartographier les quantités de nitrates provenant des eaux souterraines attendus dans les eaux de surface (Illustration 11). Elle peut tout à fait s'appliquer à d'autres contextes géomorphologiques et d'autres substances à partir du moment où leurs processus de transport, de dégradation ou de sorption dans différents types d'aquifères sont connues.

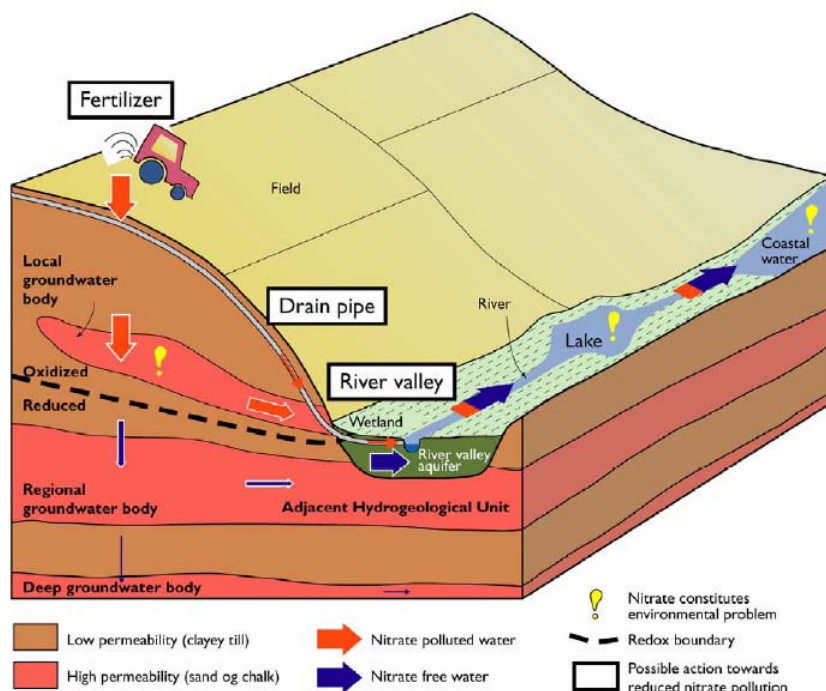


Illustration 10 – Exemple de contexte hydrogéologique et de circulation des eaux souterraines dans un paysage de moraine. Un exemple de limite redox contrôlant la réduction des nitrates est également présenté (in BRIDGE, 2006)

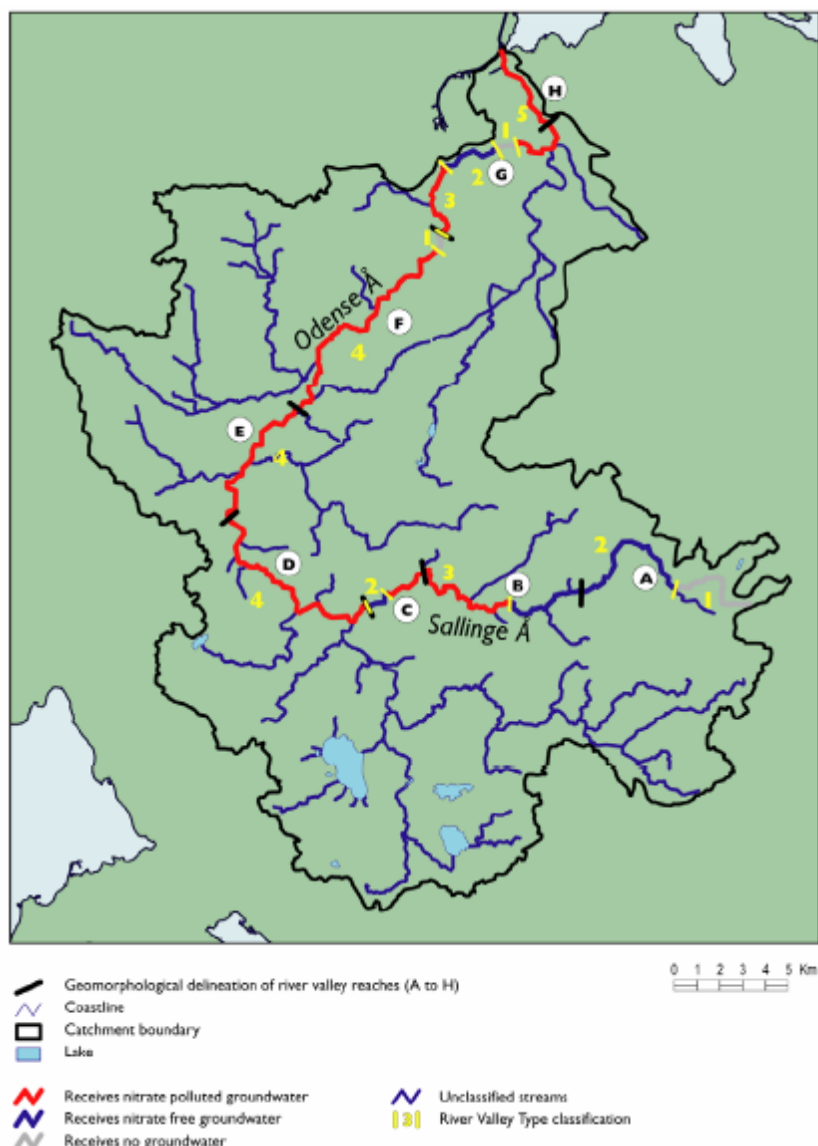


Illustration 11 – Classification des types de vallées alluviales en fonction les quantités de nitrates provenant des eaux souterraines attendues dans les eaux de surface (in BRIDGE, 2006)

L'agence de l'environnement de l'Angleterre et du Pays de Galles (Environment Agency UK) a élaboré une méthodologie d'identification des masses d'eau de surface et des écosystèmes dépendant des eaux souterraines³. Pour les cours d'eau, on utilise le débit de base ; si 50% du débit provient des eaux souterraines, on considère que le cours d'eau est « significativement dépendant ». Pour les écosystèmes, un cadre éco-hydrogéologique a été défini pour évaluer le risque de dégradation des zones humides

³ http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/g_qwde_s_v5_1006770_1778349.pdf

(ZH), qui représentent les principaux écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines au Royaume-Uni et en Irlande (Krause et al, 2007 ; SNIFFER, 2006). Ce cadre est basé sur le concept suivant : la dégradation d'une ZH résulte de pressions influençant les processus qui contrôlent la dynamique, les fonctionnalités et les caractéristiques (hydrologiques, écologiques, chimiques) de cette ZH. Une première phase différencie les différents types de ZH sur la base de leurs caractéristiques et de leurs processus de régulation. La seconde phase concerne l'évaluation des risques existants ou potentiels de dégradation. Sept types de ZH ont ainsi été identifiés ainsi que les pressions potentielles sur les eaux souterraines. Ces pressions peuvent être quantitatives (prélèvements et drainage) ou qualitatives (pollutions ponctuelles ou diffuses par les nitrates et le phosphore). Le croisement de la vulnérabilité et des pressions a permis d'établir une cartographie du risque potentiel qui a été confronté aux dégradations réellement observées sur 10 sites test pour aboutir à une évaluation du risque réel de dégradation des ZH par les eaux souterraines.

Un travail complémentaire a été élaboré dans le cadre d'un groupe de travail DCE (UKTAG, 2005). Ce groupe de travail a mis en évidence un certain nombre de manques à la fois sur le plan méthodologique et des données ; ces manques concernent à la fois les pressions sur les eaux souterraines et les seuils à partir desquels la dégradation est significative :

- manque de connaissance des modifications de la variabilité naturelle des eaux souterraines,
- monitoring focalisé sur la quantité et la qualité indépendamment des conséquences sur les écosystèmes
- manque de suivi des éléments qui permettraient de déterminer les problèmes hydrologiques et physico-chimiques associés aux eaux souterraines
- manque de règles relatives aux seuils à ne pas dépasser pour garantir la pérennité de l'écosystème à court et long terme

Au final, le groupe de travail propose une procédure pour pouvoir évaluer la dégradation significative d'un écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines.

D'autres travaux ont permis de mettre au point une méthode pour définir si l'écologie d'un écosystème dépendant des eaux souterraines (en l'occurrence une zone humide) peut être altérée de manière significative par les pressions sur les eaux souterraines (Hulme et al., 2007). L'évaluation du risque est basée sur un modèle origine-écoulement-cible :

Origine	= pressions sur les eaux souterraines
Écoulement	= connexion hydraulique entre MESO et ZH
Cible	= dépendance de l'écologie de la ZH par rapport aux ESO

L'évaluation du risque a été réalisée en deux étapes, d'abord une cartographie multicritères sur l'ensemble des 1386 sites d'intérêt puis une confrontation avec des experts de terrain (hydrogéologues et écologues). Les zones humides identifiées à risque seront prises en compte dans la classification des MESO. Lorsqu'une MESO sera considérée en mauvais état en raison d'une dégradation significative des

écosystèmes terrestres associés, le programme de mesures devra inclure des actions pour restaurer les fonctionnalités de la zone humide.

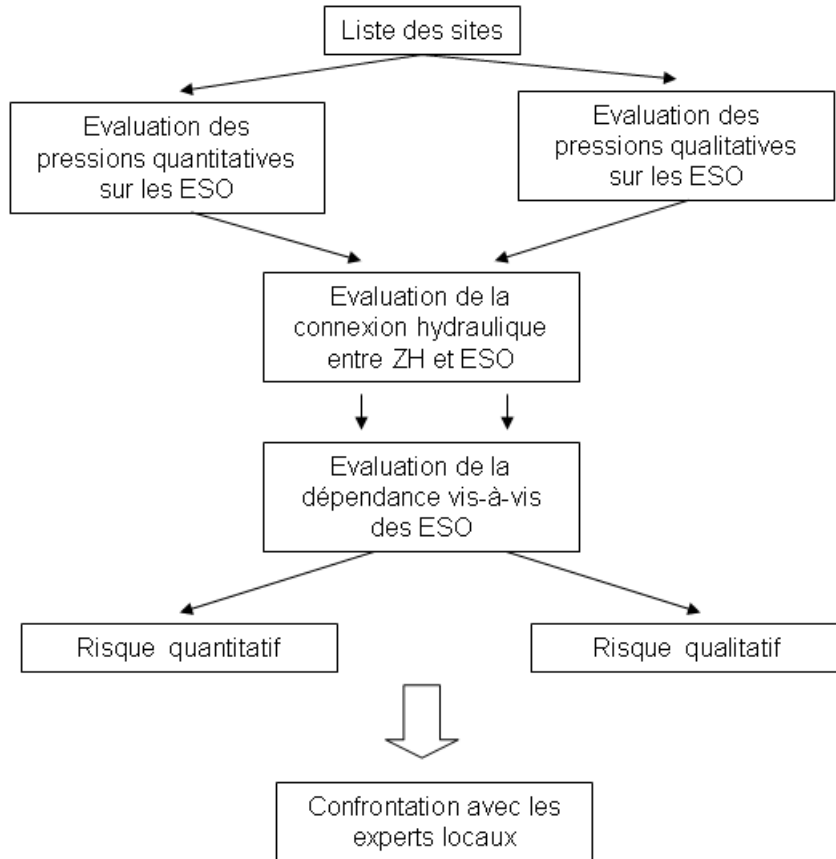


Illustration 12 – Méthode d'évaluation du risque pour les écosystèmes dépendant des eaux souterraines (d'après Hulme et al., 2007)

Les Anglais ont également développé une typologie de la capacité d'atténuation des sédiments dans la zone hyporhéique (Smith et al., 2009 ; Environment Agency, 2008). Cette typologie est définie à partir des critères suivants : épaisseur des sédiments, perméabilité des sédiments, capacité d'érosion, perméabilité des formations géologiques sous-jacentes, géochimie des sédiments et des formations géologiques sous-jacentes, écoulement de surface. Elle a été appliquée à l'ensemble des masses d'eau de surface d'Angleterre et du pays de Galles (Illustration 13).

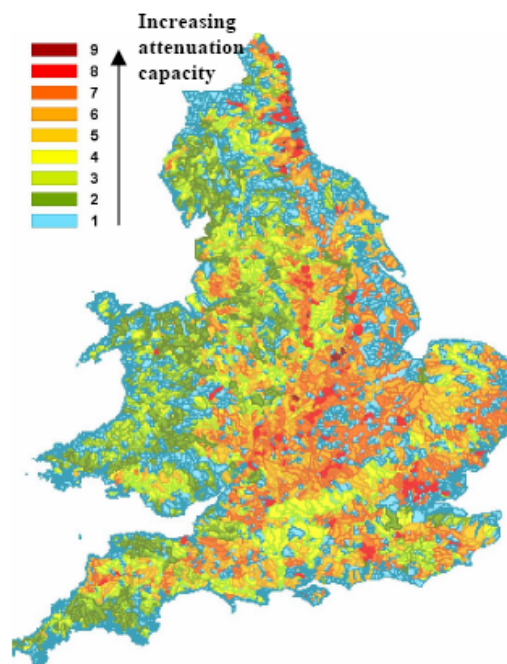


Illustration 13 – Capacité d'atténuation des sédiments hyporhéiques sur les masses d'eau de surface en Angleterre et Pays de Galles (Smith et al., 2008)

En France, un travail a été engagé en 2004 sur le bassin Rhône-Méditerranée afin de réaliser une première approche des relations entre les écosystèmes aquatiques de zones humides et les eaux souterraines. Lors de la phase d'élaboration de l'état des lieux des masses d'eau souterraines des bassins de Rhône-Méditerranée et de Corse, les experts ont relevé, d'une part, les modes d'alimentation des masses d'eau souterraines et, d'autre part, estimé les échanges entre les nappes souterraines et les zones humides.

Pour identifier un tel lien, le protocole a consisté en premier lieu à croiser les données recueillies à l'occasion de la caractérisation initiale des masses d'eau souterraines (travaux de bureaux d'études et d'experts locaux) avec différentes sources d'informations telles que les inventaires des zones humides achevés des départements du bassin; l'atlas du bassin Rhône-Méditerranée-Corse de 1995 ; l'inventaire des ZNIEFF (type I et II), les données des sites retenus pour le réseau Natura 2000, ainsi que les données en provenance d'experts (hydrogéologues et naturalistes). Dans un deuxième temps, la synthèse de ce travail a abouti à la réalisation d'une carte localisant les zones humides en relations avec les eaux souterraines. Lors d'une troisième étape, au regard des résultats de cette superposition, un tri a été fait entre des relations faibles ou localisées, les relations potentiellement significatives et celles avérées importantes.

Environ 500 cas d'échanges entre les zones humides et les eaux souterraines ont été évoqués dont plus de 30% seraient significatifs et près de 9% considérés comme avérés importants sur le plan hydrologique (Illustration 14).

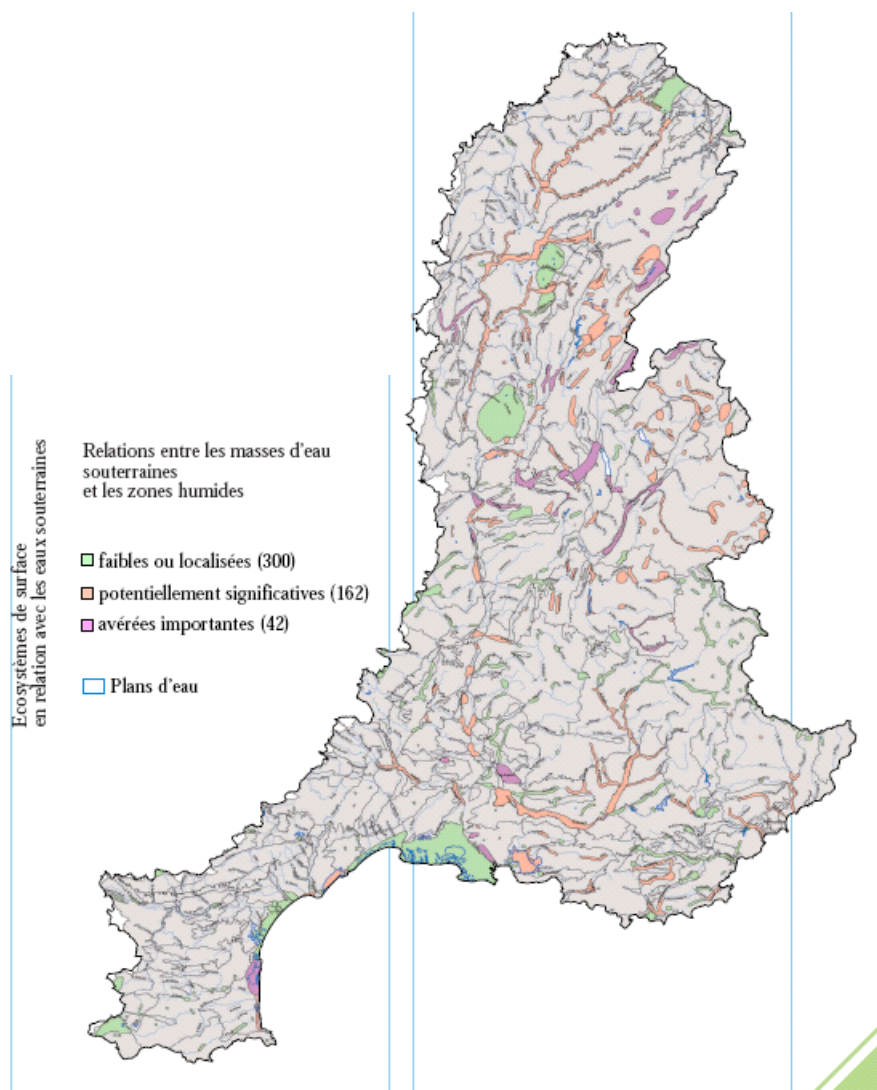


Illustration 14 – Relations entre les masses d'eau souterraine et les zones humides sur le bassin Rhône-Méditerranée (d'après l'état des lieux pour la DCE adopté par le comité de bassin du 4 mars 2005)

En France, il apparaît que la prise en compte de l'impact des eaux souterraines sur les eaux de surface et les écosystèmes associés s'avère limitée en particulier vis-à-vis des écosystèmes terrestres associés. Dans les récentes révisions des SDAGE, l'importance de ces relations peut être mentionnée mais les dispositions en vue d'une gestion équilibrée de la ressource en eau et des objectifs de qualité et de quantité des eaux » ne prennent pas vraiment en compte ces impacts. Afin d'améliorer les choses, il

importe de disposer de méthodes et outils communs à l'échelon national pour évaluer ces relations (toutes les MESO n'ont pas le même impact sur les MESU et les écosystèmes associés) et pouvoir répondre à un certain nombre de questions, que ce soit sur le plan quantitatif ou qualitatif et selon un schéma de type pressions / impacts (Illustration 15). En effet à partir du moment où les pressions sur la masse d'eau souterraine vont entraîner un risque de dégradation d'une masse d'eau de surface ou d'un écosystème terrestre associé, des mesures devront être mise sur la masse d'eau souterraine.

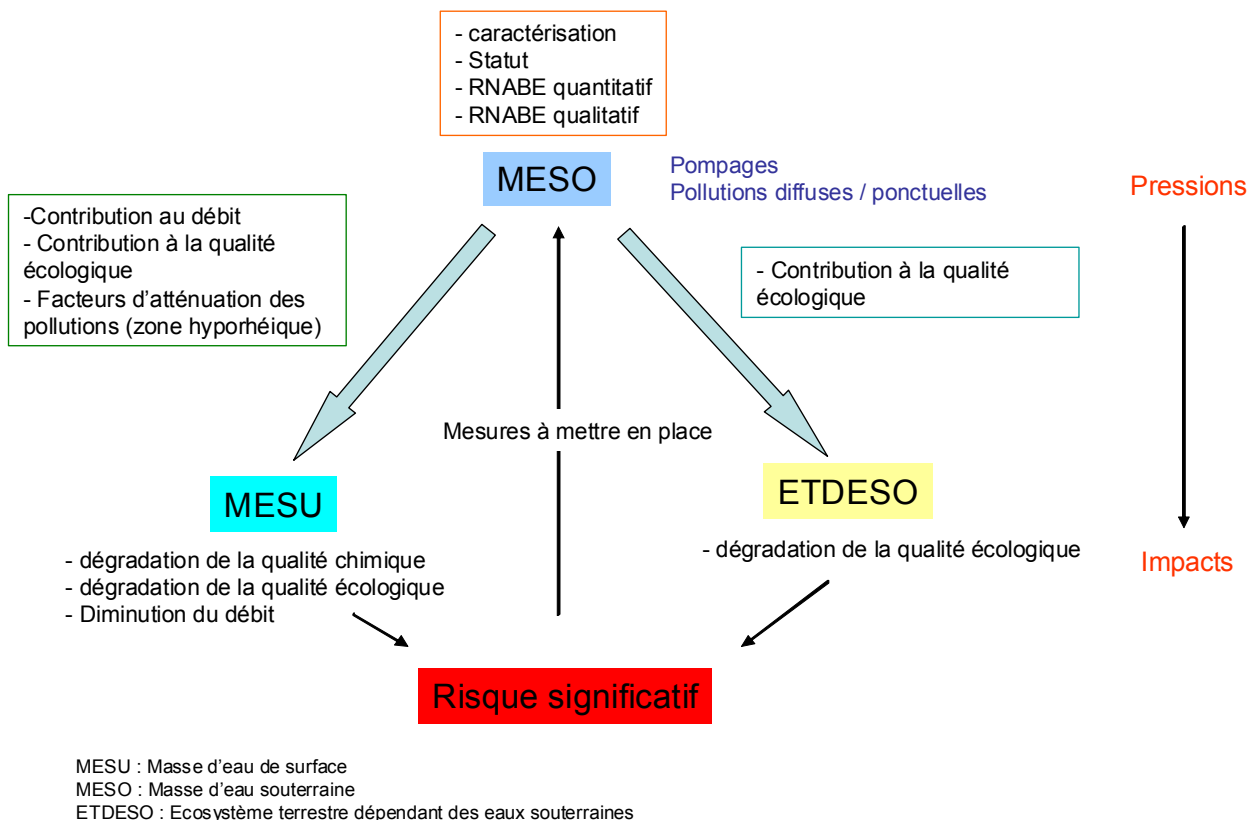


Illustration 15 - Relations entre MESO, MESU et ETDESO - Implication vis-à-vis de la MESO pour la mise en œuvre de la DCE

Des 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 écosystème 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 MESO sont susceptibles de contaminer les MESU, évaluer le potentiel d'atténuation des pollutions à l'interface eau souterraine – eau de surface
- identifier les MESU 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 le monitoring des eaux souterraines pour prendre en compte l'impact sur les écosystèmes

4. Considérations générales sur les relations entre eau souterraine et eau de surface

4.1. RELATIONS QUANTITATIVES

4.1.1. La composante du débit des cours d'eau

Dans les conditions naturelles, le débit d'un cours d'eau peut être ramené à la somme des débits de deux composantes :

- une composante rapide correspondant au ruissellement superficiel et à la composante rapide des écoulements karstiques ;
- une composante plus lente correspondant au drainage des aquifères.

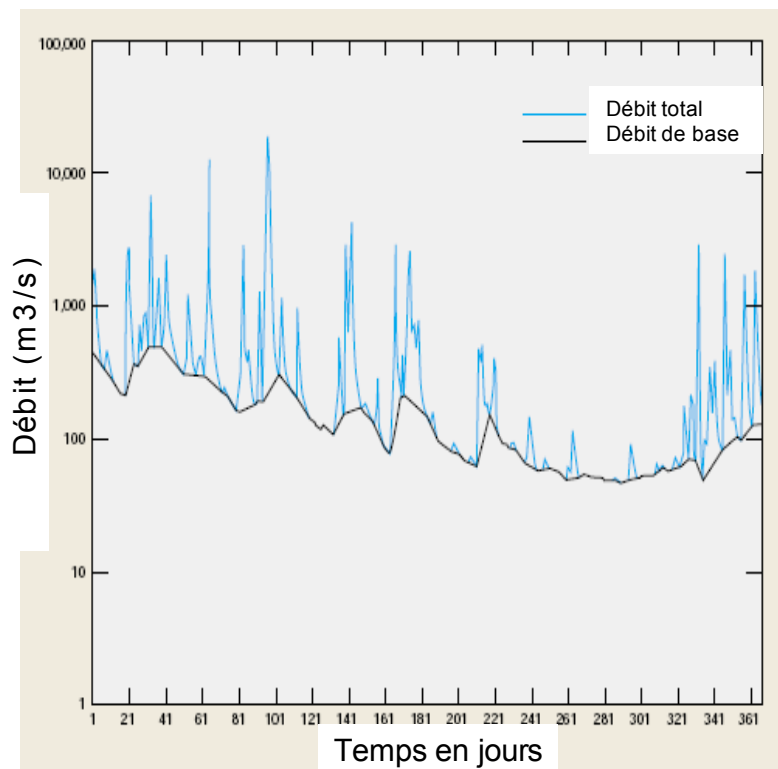


Illustration 16 - Composante eau souterraine du débit d'un cours d'eau

Les débits d'eau superficielle (cours d'eau et sources) peuvent être mesurés par des stations hydrométriques. Dans le débit des rivières il est souvent difficile, voire impossible, de différencier les deux composantes de l'écoulement que sont le ruissellement superficiel et le drainage des aquifères.

Le débit de drainage des aquifères peut être :

- mesuré en étiage, lorsque le ruissellement superficiel est faible, par des campagnes de jaugeages différentiels réalisées le long des cours d'eau concernés. Dans des conditions naturelles, les rivières ne sont alimentées en période sans pluie (ruissellement superficiel nul), que par le drainage des aquifères et la fonte des neiges. Ce régime naturel peut être modifié par des influences anthropiques.
- évalué à l'aide de modèles tels que les modèles hydrologiques globaux pluie-débit et/ou pluie-niveau piézométrique. Ces modèles sont calés sur les fluctuations des débits mesurés des rivières et/ou sur les fluctuations ponctuelles d'un piézomètre. Ils permettent, par décomposition théorique des écoulements, d'évaluer les composantes rapide et lente des écoulements superficiels et la recharge des aquifères, mais ils ne sont pas calés sur ces variables (ruissellement superficiel et recharge des aquifères) puisqu'elles ne résultent pas de mesures directes.
- évalué à l'aide d'un modèle hydrodynamique de l'aquifère, en faisant la somme des débits de débordement des mailles simulant les thalwegs des cours d'eau. Cette estimation sera d'autant plus proche de la réalité que le modèle hydrodynamique sera bien calé en débit.
- évalué à l'aide des outils géochimiques (en général les chlorures et/ou le $d^{18}O$).

Si la composante principale d'apport au cours d'eau provient des nappes générales contenues dans le bassin versant, le débit des cours d'eau peut être modifié le long de son parcours par des échanges avec la nappe alluviale à laquelle il est étroitement associé. Les échanges peuvent être de deux sens, de la nappe vers la rivière ou de la rivière vers la nappe, selon les états instantanés de hautes ou basses eaux de l'un ou de l'autre en un lieu donné.

La nappe alluviale peut contribuer à amortir des pics de hautes eaux de la rivière mais sa capacité reste faible comparativement au stock d'eau des nappes générales et leur déstockage. Les zones de socle sont à considérer différemment dans la mesure où la nappe alluviale peut être plus développée que les autres nappes du bassin versant.

Les systèmes karstiques des massifs calcaires constituent un autre cas particulier avec des transferts souterrains rapides, de la rivière vers la nappe (pertes dans des gouffres...) ou de la nappe vers la rivière (sources...). Dans des systèmes karstiques, on mesure régulièrement par traçage des vitesses de l'ordre de 100 m/h.

Les débits naturels des rivières peuvent être modifiés par les activités anthropiques suivantes :

- prélèvements directs dans les cours d'eau ;
- stockage temporaire d'une partie des débits dans des retenues artificielles (barrage, retenues collinaires, étangs pour la pisciculture, etc.) avec perte d'une partie par évaporation sur la surface libre ;
- lâchers à partir des retenues artificielles ;
- dérivation d'une partie du débit superficiel vers un autre bassin versant ;

- apport de débit superficiel venant d'un autre bassin ;
- restitution d'eaux provenant des activités humaines (AEP, industrie, agriculture) ;
- modifications de l'occupation du sol : modifications du couvert végétal et/ou des pratiques culturales, développement des réseaux de drainage, augmentation des surfaces imperméabilisées,
- impact des prélèvements d'eau souterraine sur le débit des sources et cours d'eau (prélèvements par forage, retenues de substitution) : manque à gagner en terme d'apport au débit du cours d'eau et/ou soutirage réel de débit à la rivière.

Les échanges entre les cours d'eau et les aquifères se font :

- soit directement lorsque les alluvions sont peu ou pas développés et que le cours d'eau est en contact direct avec l'aquifère ;
- soit par l'intermédiaire des nappes alluviales.

4.1.2. Facteurs géologiques et morphologiques

Différents facteurs de nature morphologique (terrasses alluviales) et géologique (lithologie des alluvions et des terrains encaissants) interviennent dans les relations nappe-rivière. Ils sont illustrés par le schéma général ci-dessous (Illustration 17).

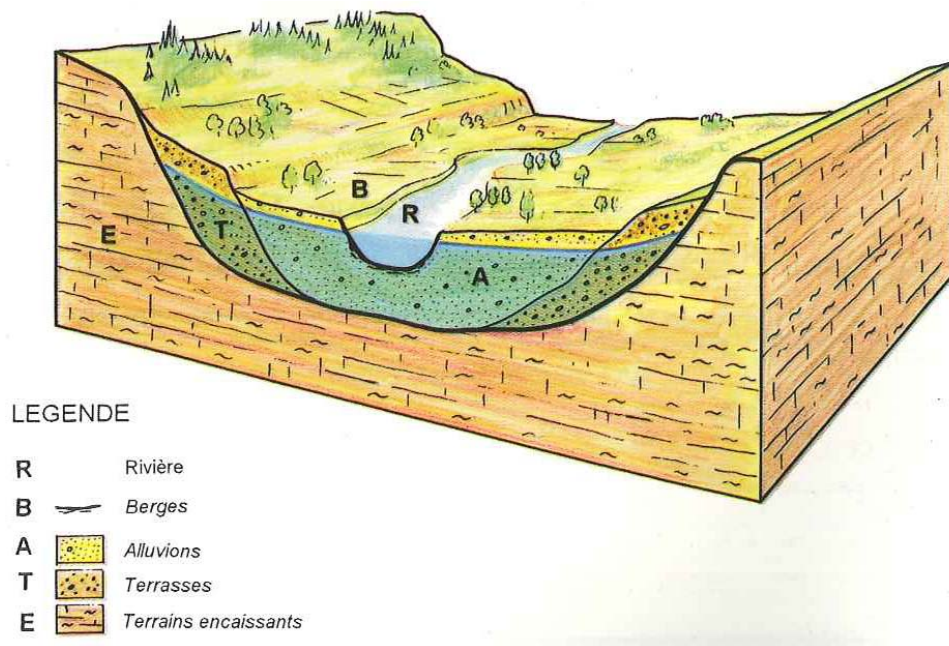


Illustration 17 – Coupe type d'une nappe alluviale (Daum et al., 1997)

Différents cas peuvent se déduire de ce schéma à caractère général suivant que les éléments B, A, T, et E (Illustration 18) :

- existent ou n'existent pas (le substratum existe toujours) ou n'existent que sur une rive ;
- sont représentés par des formations perméables ou non ;
- ou sont eux-mêmes composés de plusieurs formations lithologiques distinctes.

La nappe d'accompagnement, quelle que soit la définition de son extension au sens hydrodynamique, pourra alors être contenue dans une seule ou plusieurs formations correspondant à ces différents éléments. Dans certains cas la nature imperméable d'un élément constituera la limite aussi bien au sens géologique qu'hydrodynamique.

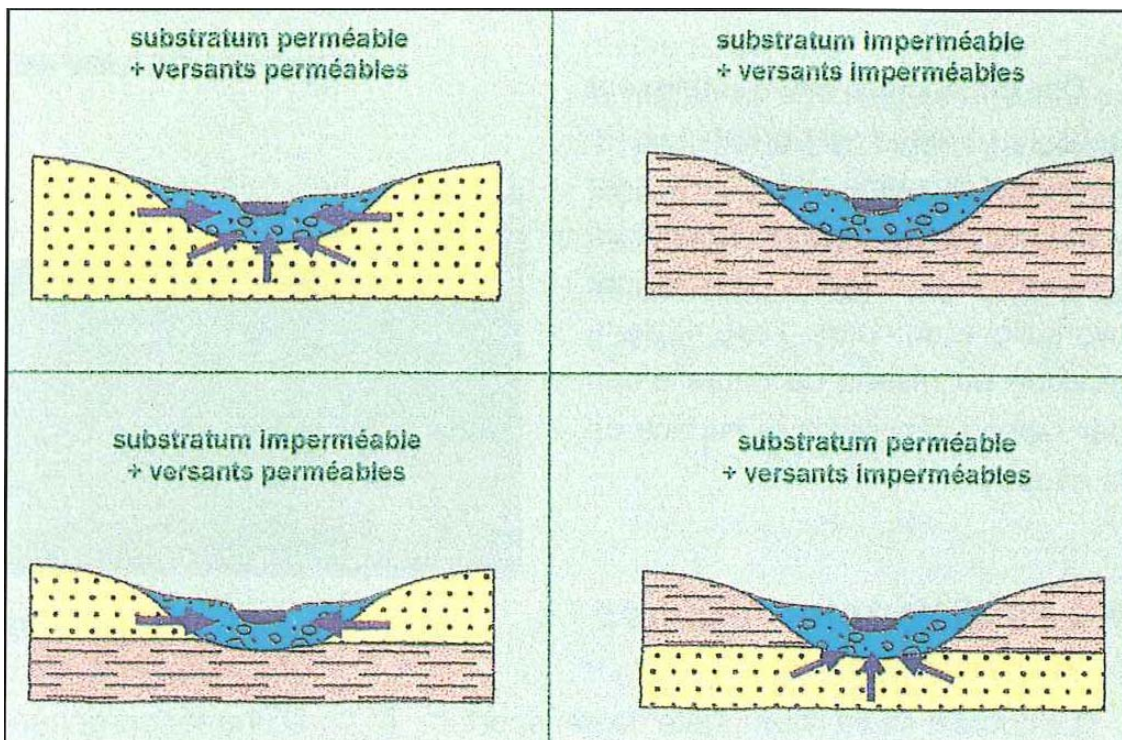


Illustration 18 - Relation d'une nappe alluviale avec les terrains encaissants (Daum et al., 1997)

4.1.3. Facteurs hydrodynamiques

On considère trois cas de relation hydrodynamique entre la nappe et la rivière :

- La nappe est en relation avec la rivière et l'alimente ; le niveau piézométrique est supérieur à l'altitude du plan d'eau ; la rivière constitue pour la nappe une limite imposée à condition de potentiel (Illustration 1)
- La nappe est en relation avec la rivière et est alimentée par la rivière ; le niveau piézométrique est inférieur à l'altitude du plan d'eau ; la rivière constitue pour la nappe une limite à condition de flux (Illustration 2)
- pas d'échange entre la rivière et l'aquifère (domaine non aquifère ou aquifère avec des berges colmatées).

Ces trois types de relation peuvent se rencontrer le long d'un même cours d'eau (Illustration 19).

Pour une même portion de rivière, ces relations peuvent changer dans le temps en fonction des conditions hydrologiques et hydrogéologiques. Schématiquement, en état non influencé par des facteurs anthropiques (prélèvements), la nappe alimente la rivière en période d'étiage et la rivière alimente la nappe en période de crue. Dans le cas de prélèvements importants dans la nappe, notamment agricoles en période estivale, la rivière (et les zones humides associées) peut venir au contraire alimenter l'aquifère.

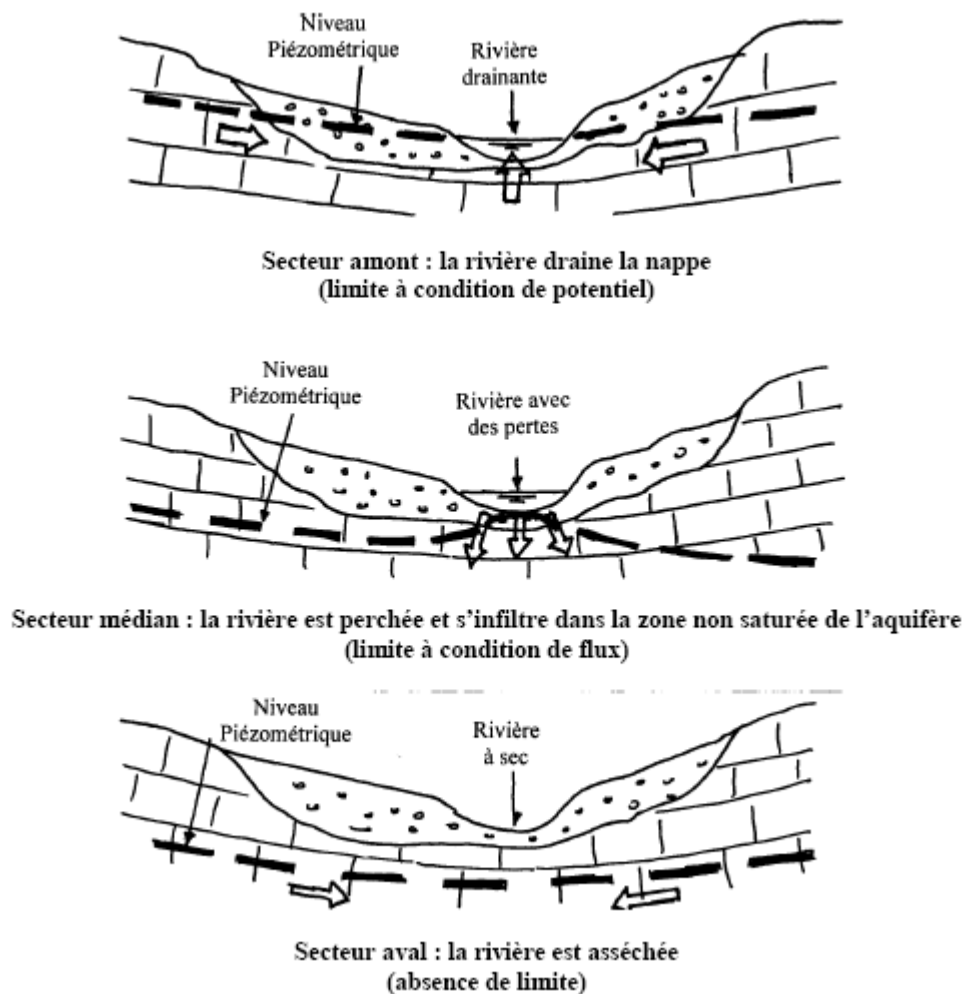


Illustration 19 – relations hydrodynamiques entre la nappe et la rivière : exemple de la Boutonne (Charente Maritime)

On peut avoir un cas intermédiaire où le cours d'eau est déconnecté de la nappe mais avec une alimentation par infiltration depuis le fond de la rivière. On peut également avoir le cas en période de crue où le niveau du plan d'eau devient nettement supérieur au niveau de la nappe et envahit une portion de zone non saturée situés de part et

d'autre du cours d'eau (zone d'expansion de crue). Ce stockage peut durer de quelques jours à quelques semaines. Après la période de crue, cette eau retourne à la rivière via la nappe.

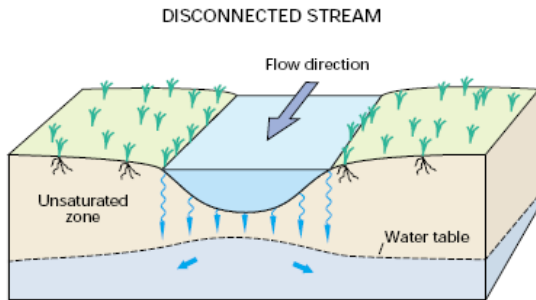


Illustration 20 – cours d'eau déconnecté de la nappe avec réalimentation induite (Winter et al., 1998)

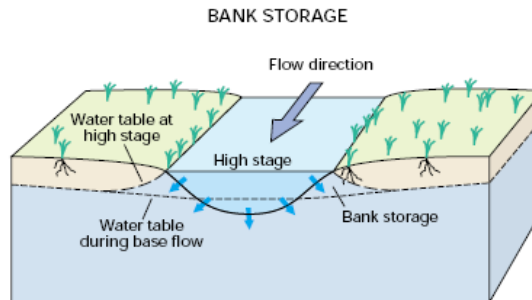


Illustration 21 – Zone d'expansion de crue (Winter et al., 1998)

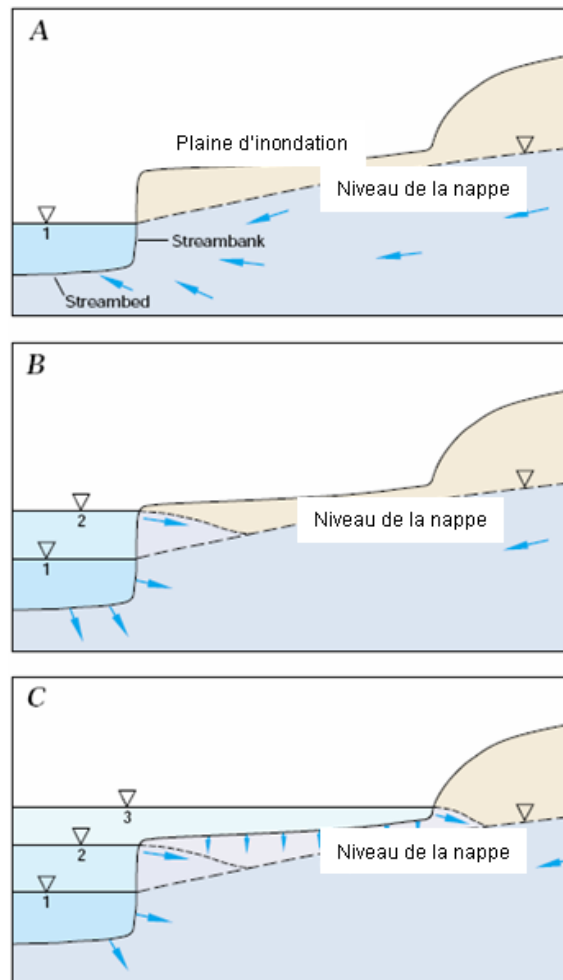


Illustration 22 - Echange nappe-rivière en fonction de la hauteur d'eau dans la rivière (Winter et al., 1998)

Les flux d'eau entre la nappe et la rivière peuvent être influencés par des aménagements anthropiques, notamment par des pompages en nappe (Illustration 23) :

- dans le cas où la nappe est drainée par la rivière, le flux d'eau de la nappe à la rivière peut être réduit (a), voire supprimé (et conduire localement à un assèchement de la rivière) ou inversé et c'est alors la rivière qui alimente en partie le pompage (b) ce qui induit une diminution du débit de la rivière pouvant aller jusqu'à son assèchement.
- dans le cas où la rivière alimente la nappe, le flux d'eau de la rivière à la nappe peut être augmenté alors que le débit qui alimentait la nappe avant le pompage est diminué (c).

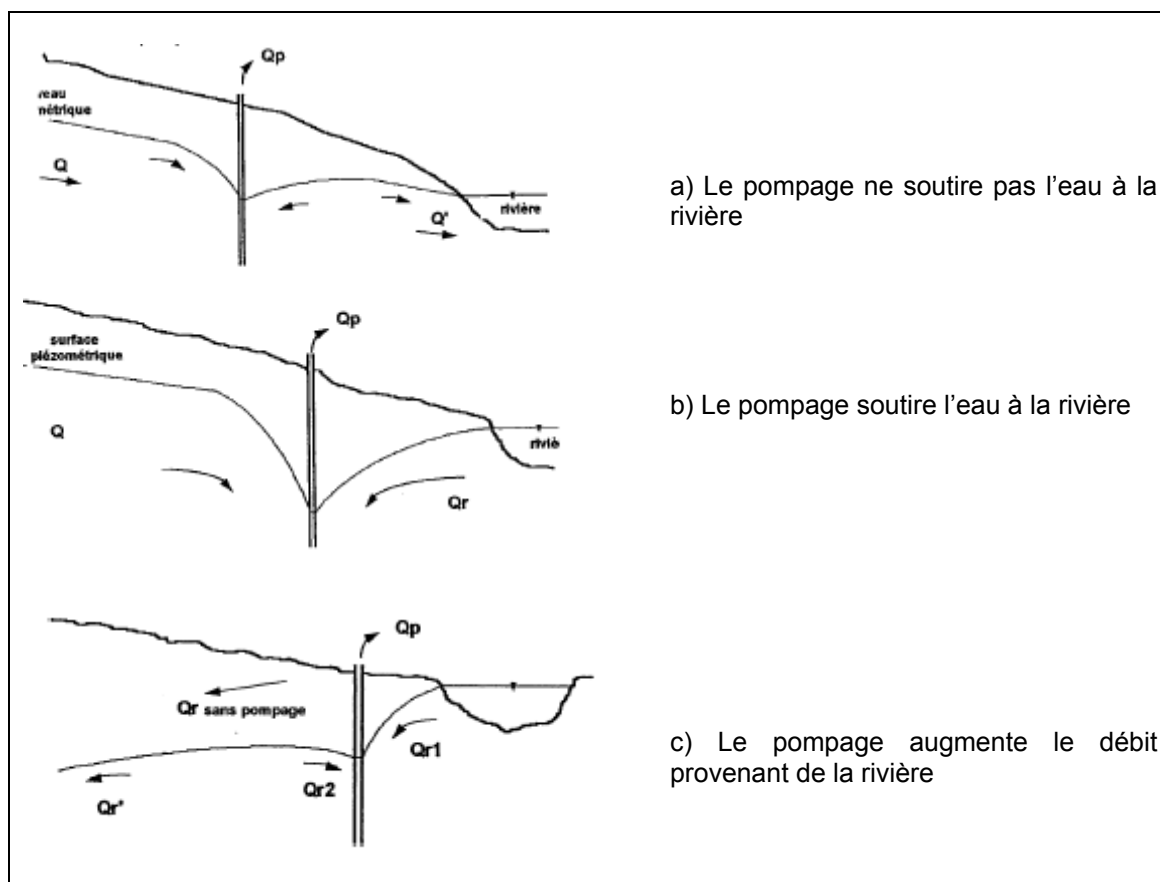


Illustration 23 – Influence d'un pompage sur le flux d'eau entre la nappe et la rivière (Daum et al., 1997)

4.1.4. Gestion spécifique des nappes d'accompagnement

La notion de nappe d'accompagnement est liée à celle de pression de prélèvement sur un cours d'eau. Elle introduit dans les aquifères en relation avec la rivière deux modalités de gestion très différentes :

- la partie de la nappe d'accompagnement gérée comme une rivière ;
- la partie des aquifères hors nappe d'accompagnement gérée comme un aquifère souterrain.

En France, une proportion importante des prélèvements pour l'alimentation en eau potable (AEP), en eau industrielle (AEI), et en eau d'irrigation (AEA) est effectuée dans des aquifères en relation avec des cours d'eau.

Ces pompages privent le cours d'eau d'une fraction de l'apport venant de ces aquifères, peuvent inverser le sens des échanges et dériver également (par réalimentation induite) une partie du débit des eaux de surface.

Afin de maintenir un débit minimum dans ces cours d'eau, la réglementation (décret n° 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi sur l'eau du 3/01/1992) assimile les prélèvements dans ces aquifères aux prélèvements dans le cours d'eau lui-même. Ce décret « nomenclature » a été modifié par le décret n° 2006-881 du 17 juillet.

Dans le texte du décret, ces portions d'aquifères en relation avec le cours d'eau ont été dénommées nappes d'accompagnement. La réglementation est la suivante :

- régime d'autorisation : si les prélèvements sont d'une capacité totale maximale supérieure ou égale à 1 000 m³/heure ou à 5 % du débit du cours d'eau ou, à défaut, du débit global d'alimentation du canal ou du plan d'eau
- régime de déclaration : si les prélèvements sont d'une capacité totale maximale comprise entre 400 et 1 000 m³/heure ou entre 2 et 5% du débit du cours d'eau ou, à défaut, du débit global d'alimentation du canal ou du plan d'eau

Par ailleurs, le décret n° 92-1041 du 24 septembre 1992 portant application de l'article 9-1° de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau demande que soient définies les zones d'alerte correspondant à une unité hydrographique cohérente dans lesquelles des mesures spécifiques de limitation des usages de l'eau sont prescrites en cas de dépassement de certains seuils.

En période de pénurie d'eau, afin de respecter les intérêts des différents usagers et de préserver les écosystèmes aquatiques, des débits minimum doivent être conservés dans les cours d'eau. Les mesures de limitation des prélèvements d'eau doivent toucher à la fois les prélèvements directs dans le cours d'eau concerné et les prélèvements dans les nappes d'eau souterraine en connexion hydraulique avec celui-ci, c'est à dire dans les nappes d'accompagnement des cours d'eau au sens du décret n° 93-743.

Les zones d'alerte doivent différencier les cours d'eau et leurs nappes d'accompagnement, d'une part, et les zones plus éloignées où les prélèvements en nappe pourront être limités selon des modalités différentes en général moins restrictives, d'autre part.

La nappe d'accompagnement est définie comme une zone dans laquelle un prélèvement est susceptible, au bout d'un certain temps de référence, d'avoir un impact non négligeable sur le débit du cours d'eau. En fonction du contexte morphologique et géologique, elle concerne en partie (éventuellement en totalité) une ou plusieurs nappes d'eau souterraine en connexion hydraulique avec le cours d'eau. Il existe différentes méthodes et outils d'évaluation de l'impact des prélèvements réalisés dans les nappes d'accompagnement sur les eaux superficielles associées (Daum et Durand, 1997).

4.1.5. Gestion des volumes prélevables dans les nappes d'eau souterraine

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 stipule que « dans le cas général, une ressource en eau fait l'objet d'une gestion quantitative équilibrée lorsque, statistiquement, huit années sur dix en moyenne, les volumes et débits maximums autorisés ou déclarés dans cette ressource, quels qu'en soit leurs usages (irrigation, alimentation en eau potable, ...), peuvent en totalité être prélevés dans celle-ci tout en garantissant le bon fonctionnement des milieux aquatiques correspondants. La garantie de bon fonctionnement peut, lorsqu'ils existent, s'observer par le respect des débits ou niveaux piézométriques d'objectifs, le cas échéant inscrits sous forme de Débit d'Objectif d'Etiage (DOE) ou de piézométrie d'objectif d'étiage (POE) dans les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) ou les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) ».

La mise en œuvre de cette circulaire implique de pouvoir évaluer l'impact des prélèvements en nappe sur le débit des cours d'eau, ce qui permettra de connaître le volume maximum que l'on peut prélever dans la nappe tout en respectant des seuils de débits (par exemple un DOE, "*débit objectif d'étiage*" ou un DCR, "*débit de crise*").

4.2. RELATIONS QUALITATIVES

4.2.1. Introduction

Les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines sont devenues un important sujet en hydrogéologie et dans la recherche sur les écosystèmes au cours des vingt dernières années (Brunke and Gonser, 1997; Winter et al., 1998; USEPA, 2000). L'interface entre les eaux de surface et les eaux souterraines est souvent caractérisée par des variations des matériaux géologiques, du gradient hydraulique, de fortes teneurs en carbone organique dans les sédiments, des conditions d'oxydoréduction contrastées et une augmentation de la diversité et de l'activité biologique et microbienne. Ces facteurs peuvent ainsi fortement influencer le transport et le comportement des solutés, des nutriments et des contaminants présents dans les eaux qui traversent la zone à l'interface entre la nappe et le cours d'eau (Darmendrail 1987, Conant J. et al., 2004; Winter et al. 1998, Smith et al. 2005, Gandy et al. 2007).

La prise en compte des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface est nécessaire pour leur gestion. Par exemple lorsqu'un aquifère contaminé est drainé par les cours d'eau, il peut résulter une contamination durable des eaux de surface ; à l'inverse les cours d'eau peuvent représenter une source majeure de contaminants pour les aquifères. Cependant la zone à l'interface nappe-rivière est également le siège de processus d'atténuation mis en évidence sur divers sites d'études (cf. chapitre 5). Ces phénomènes naturels d'atténuation ont plusieurs atouts, ils permettent l'élimination des particules en suspension, la biodégradation de certains composés, des bactéries, virus et parasites. On peut également noter des effets néfastes pour la qualité de l'eau comme l'augmentation de la minéralisation, des teneurs en ammonium, des teneurs en

fer et manganèse ou la formation de sulfures d'hydrogène ou autres composés malodorants du soufre liés aux modifications des conditions d'oxydoréduction (Hiscock et al. 2002).

Généralement les eaux de surface sont connectées hydrauliquement aux eaux souterraines. Cependant les interactions sont difficiles à observer et à caractériser et de fait ont longtemps été ignorées. De plus, ces interactions sont largement contrôlées par des processus naturels mais elles sont également affectées par les activités humaines (pompage, aménagement des cours d'eau, ...).

En période de hautes eaux, ou suite à des pompages importants à proximité de la rivière, le gradient hydraulique peut être dirigé de la rivière vers l'aquifère. Dans ce cas, les substances présentes dans la rivière peuvent voir leurs transferts facilités vers la nappe. L'inverse se produit généralement en période d'étiage alors que le débit de la rivière est principalement soutenu par les systèmes aquifères. Des substances présentes dans la nappe peuvent alors rejoindre la rivière. La caractérisation de ces flux et de ces sens d'échange peut nécessiter des études préalables, surtout lorsque plusieurs aquifères alimentent en parallèle la rivière.

Il s'avère donc important de prendre en compte la nature des échanges entre la rivière et la nappe, les mécanismes de filtration et les propriétés des contaminants qui régiront les échanges entre la nappe et la rivière. Par exemple, certains composés chimiques sont efficacement filtrés à l'interface nappe-rivière et la mesure d'une faible concentration dans la rivière ne traduira pas nécessairement une concentration faible dans la nappe.

4.2.2. Echanges entre eau de surface et eau souterraine

La chimie d'une eau souterraine et la chimie d'une eau de surface ne peuvent être traitées séparément à partir du moment où les deux systèmes interagissent. Le type d'interface entre la nappe et le cours d'eau (zone hyporhéique) joue alors un rôle très important tant du point de vue des relations quantitatives (berges plus ou moins colmatées ou perméables, fissures ou conduits karstiques) que qualitatives (teneur en matière organique, activité microbiologique, teneur en argile, etc.). C'est dans cette zone que vont se produire différentes réactions biogéochimiques :

- Précipitation / dissolution de minéraux
- phénomènes de sorption et d'échanges d'ions : en particulier avec les particules argileuses
- réactions d'oxydo-réduction
- biodégradation : activité microbiologique en présence de matière organique
- volatilisation

Peu d'auteurs proposent des représentations 3D de cette zone hyporhéique (Illustration 3) et des processus qui l'animent. Il s'agit d'une zone complexe à étudier et à caractériser qui de plus est dynamique avec des variabilités temporelle et spatiale. Il

existe également peu de travaux qui relient l'origine géologique et minéralogique des sédiments déposés dans cette zone et les propriétés hydrauliques et biogéochimiques qui en découlent. Aussi dans cette étude nous nous attacherons à décrire les processus jouant un rôle au sein de ces zones et les facteurs les contrôlant sans pour autant proposer de modèle conceptuel.

Structure et propriétés hydrauliques de la zone hyporhéique

L'extension de la zone hyporhéique est contrôlée par de multiples facteurs dont le gradient hydraulique, les hétérogénéités de la perméabilité, le type de cours d'eau...

Les zones de méandre des rivières possèdent des zones hyporhéiques plus développées que la moyenne mais celles-ci s'étendent principalement en largeur. Les tronçons du cours d'eau canalisés sont aussi, parfois, fortement colmatés, ce qui limite les échanges avec la zone hyporhéique. De manière générale, le lit majeur est souvent moins colmaté que le lit mineur de la rivière. Le colmatage résulte du dépôt de particules formant une couche très peu perméable. A l'aplomb des barrages naturels, la zone hyporhéique serait également très développée en profondeur avec des échanges verticaux (Lautz, 2006).

La nature des matériaux qui colmatent le fond et les berges des cours d'eau ainsi que l'épaisseur va largement conditionner la quantité et la vitesse des échanges entre eaux souterraines et eaux de surface. Via la perméabilité et la conductivité de ces matériaux il est possible d'évaluer ces échanges. Des sédiments perméables et peu épais favoriseront les échanges tandis que de fortes épaisseurs et des matériaux peu perméables favoriseront de plus long temps de résidence dans la zone hyporhéique. Ces temps de résidence comme nous le verrons par la suite favorisent les interactions géochimiques et lorsque les conditions sont favorables favorisent les phénomènes d'atténuation naturelle.

Ces propriétés hydrauliques restent cependant complexes à caractériser finement. De nombreuses études ont identifié des conditions hétérogènes des écoulements à la fois spatialement et temporellement. Ainsi les conductivités hydrauliques évaluées sur le terrain sont très variables pour un même cours d'eau et couvrent une large gamme de valeurs allant de 10^{-9} à 10^{-2} m/s (Smith et al. 2005).

La conductivité hydraulique contrôle indirectement l'atténuation naturelle qui peut être très variable pour un site donné du fait de ces hétérogénéités (Lee 2000 in Smith et al. 2005).

La profondeur et l'étendue de la zone hyporhéique sont entre autre déterminées par la géomorphologie du cours d'eau : rugosité, perméabilité, séquence de chutes-bassins par exemple. Ces paramètres influencent fortement les possibilités d'interactions entre l'eau et les microorganismes du sol. Ainsi, par rapport à une zone canalisée souvent assez colmatée, les tronçons alluviaux libres connaissent des échanges plus facilités.

Il est aussi nécessaire de souligner que les eaux des rivières peuvent se ré-infiltrer de nombreuses fois dans la zone hyporhéique, notamment au niveau de seuils et des

mouilles ou des méandres (Illustration 24, Illustration 25). Par conséquent les eaux de surfaces peuvent également être filtrées le long de leur parcours, indépendamment des eaux souterraines. Des échanges entre la rivière et la zone hyporhéique peuvent donc conduire à une atténuation des concentrations en certains composants par stockage dans cette zone. De nombreuses études ont en effet noté l'existence de ces phénomènes d'atténuation le long des cours d'eau (Gandy et al., 2007).

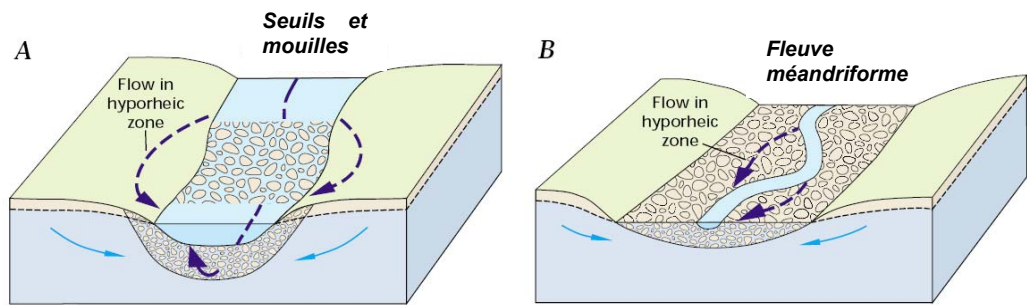


Illustration 24- Echange entre eau de surface et nappe le long du cours d'eau lors de brusques variations de pente (A) ou des méandres (B) (Winter et al. 1998).

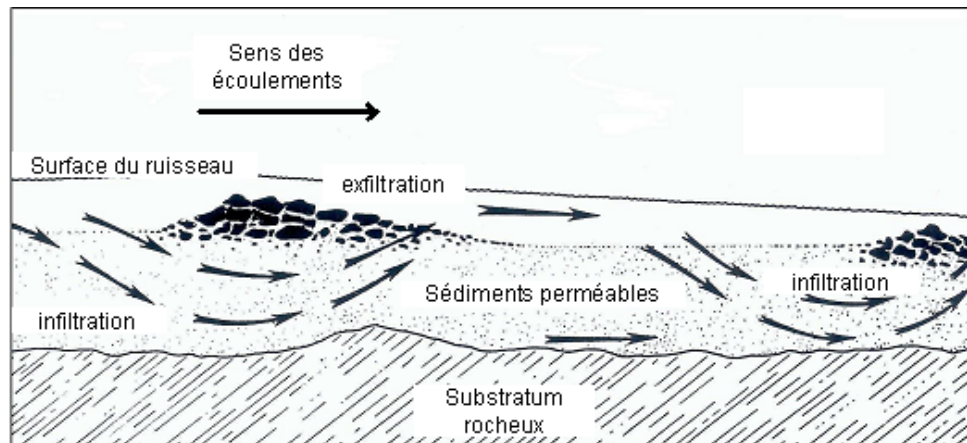


Illustration 25 - Hétérogénéité des flux hydrauliques dans la zone hyporhéique ; (Gnouma et al., 2003)

Méthodes de caractérisation de la zone hyporhéique

Différentes méthodes pluridisciplinaires existent afin de délimiter la géométrie mais également les temps de rétention des eaux de surface au sein de la zone hyporhéique :

- Par l'étude des communautés présentes dans les sédiments
- Par essais de traçage : traceurs conservatifs (tritium, Cl) ou non (^{51}Cr) injectés dans les eaux de surface, ou initialement présents dans les eaux de surface (Cl, NO_3) ou dans les eaux souterraines (^{222}Rn).

- Par investigations géophysiques : mesure de la conductivité électrique qui permet de caractériser la salinité des eaux ; GPR (ground penetrating radar)
- Par profil de température : la température des eaux souterraines est relativement constante et les fluctuations annuelles sont faibles. A l'inverse la température des eaux de surface varie de manière journalière et saisonnière. Ainsi au sein de la zone hyporhéique un gradient de température s'établit. Ce gradient est dépendant du sens de circulations des écoulements, de l'écart de température entre les eaux de surface et souterraine, et des flux. Cette méthode facile à mettre en œuvre et largement utilisée a été reconnue par l'USGS comme technique pour quantifier les flux hyporhéiques. Cette technique est notamment utile pour déterminer le sens de circulations de flux. Afin de quantifier les débits et les flux à travers cette zone d'autres méthodes complémentaires sont néanmoins nécessaires comme le suivi des charges hydrauliques, analyses chimiques des eaux. La méthode de profil de température permet également de mettre en évidence l'hétérogénéité spatiale et temporelle des mouvements d'eau dans la zone hyporhéique.

4.2.3. Les risques de contamination entre la nappe et la rivière

Une pollution du cours d'eau de longue durée peut avoir une incidence directe sur la contamination de la nappe souterraine, notamment après saturation du filtre que constitue la berge. Inversement, un pic de pollution de durée limitée dans le temps, et d'origine anthropique, du cours d'eau (chute d'un camion dans la rivière,...) n'aura souvent que peu d'incidence a priori au niveau de la pollution de la nappe, même lorsque le gradient hydraulique est dirigé de la rivière vers la nappe. Une évolution sinusoïdale de la concentration d'un produit dans la rivière peut dans ce cas se traduire par une quasi absence d'évolution au sein de l'aquifère. Le type de pollution diffuse ou ponctuelle aura donc un impact différent sur les eaux souterraines.

Dans des cas où la vitesse de diffusion de la substance est grande devant la vitesse de drainage de l'aquifère une contamination de la nappe à partir des eaux de surface peut être envisageable en basses eaux. En effet, une contamination de l'aquifère est possible à partir du cours d'eau même lorsque le toit de l'aquifère est supérieur au niveau d'eau dans la rivière (Lin et al., 2005).

La contamination d'un aquifère peut être ponctuelle ou diffuse. Dans le premier cas, la contamination est localisée affectant une faible proportion de la masse d'eau (Illustration 26), cependant un impact sur les eaux souterraines et sur les eaux de surface, même à petite échelle, pourra être constaté. Dans le second cas, la pollution affecte de grande surface comme c'est le cas pour les pollutions d'origine agricole (fertilisant ou produits phytosanitaires).



Illustration 26 - Propagation d'une pollution (Winter et al., 1998)

L'épuration des polluants peut se dérouler, soit directement dans la nappe, soit à l'interface entre la nappe et la rivière dans la zone hyporhéique (et dont les caractéristiques peuvent être substantiellement différentes de celles présentes dans la rivière et dans l'aquifère), soit au sein de la rivière.

Tous les polluants ne se comportent pas de la même manière. Il est nécessaire de distinguer plusieurs types des polluants :

- Le polluant se conserve entre la nappe et la rivière mais peut avoir un temps de transfert plus ou moins important.
- La masse de polluant peut être diminuée entre la rivière et l'aquifère. Dans ce cas, soit le contaminant s'est dégradé en substances non toxiques, soit il se transforme en une autre molécule indésirable, soit le contaminant a tout simplement été retenu par la berge. Dans ce dernier cas un changement des conditions physico-chimique peut remettre en circulation le polluant.

Les eaux souterraines ou de surface qui traversent la zone hyporhéique de la rivière peuvent aussi fortement s'enrichir en certains éléments voire leur composition chimique modifiée lors de cette traversée. Ainsi certains polluants peuvent s'accumuler par filtration de l'eau, lorsque celle-ci s'écoule dans un sens, puis être remobilisés par la suite lors d'une inversion de sens des écoulements. En début de période de basses eaux on observe effectivement souvent un pic de polluant : l'inversion du gradient hydraulique provoque un effet de chasse qui remobilise les polluants déposés en période de hautes eaux. La montée des eaux peut aussi, en diminuant le colmatage entre l'aquifère et la rivière conduire à une plus forte perméabilité des berges.

Une étude menée en Hollande dans la région du Noord-Brabant a permis de mettre en évidence que la contribution des eaux souterraines à la contamination des eaux de surface avec en conséquence la dégradation de la qualité des eaux de surface en

période de hautes eaux lorsque les apports souterrains sont au maximum (Rozemeijer et al., 2007). Cette étude s'est basée sur l'ensemble des données de suivi des eaux souterraines et des eaux de surface ainsi que sur l'élaboration d'un modèle conceptuel des relations nappe rivière.

Il faut donc étudier les différents types d'autoépuration possibles selon les substances concernées, puis déterminer les conditions favorables à l'épuration de ces différents contaminants. Tous les contaminants présents dans la rivière ne sont finalement pas susceptibles de nous renseigner sur la qualité de la nappe. Cela amène aussi à opérer une distinction entre les réactions qui dégradent les polluants et les processus comme l'adsorption, la volatilisation et la diffusion qui diminuent la concentration de certaines substances lors des échanges mais ne changent pas la masse totale présente du polluant. Des relargages de polluants peuvent, dans ce dernier cas, s'opérer lors de changements de paramètres physicochimiques. Parmi ces processus de transport, il faut finalement distinguer ceux, comme la volatilisation ou la dispersion, qui ne réduisent pas nécessairement la vitesse de dissémination du contaminant et les processus, regroupés sous le terme générique de sorption, qui augmentent généralement le temps de transfert du polluant, sauf si le phénomène se produit sur des fines ou sur des agrégats organiques.

Les informations les plus fiables, que peut nous fournir l'étude de la composition des eaux de surface, sur la composition de la nappe sont données en fin de période de basses eaux et en l'absence de phénomènes pluvieux (sous réserve que la nappe alimente la rivière en période basses eaux). Cependant, il faut également considérer les réactions chimiques qui permettent la rétention ou la dégradation de certains polluants. Inversement, en période de hautes eaux, une éventuelle pollution de la rivière peut entraîner des risques de contamination de l'aquifère. Ce risque est permanent pour certaines parties de la rivière alimentant de façon continue la nappe.

Les différences de composition au sein de la nappe et de la rivière s'expliquent aussi en partie par le temps de transit qui peuvent être très long dans les aquifères. Une pollution de la surface de l'aquifère peut par exemple mettre des années à affecter la rivière. Ainsi l'étude conduite dans la plaine de la Bassée (Gourcy et al., 2007) a montré que le temps de résidence moyen dans l'aquifère alluvial pouvait atteindre 70 ans.

Il faut donc finalement tenir compte du comportement du polluant à la fois dans le cours d'eau, dans l'aquifère et dans la zone hyporhéique. Et il peut être intéressant d'étudier les temps de transfert des différentes molécules si l'on veut qu'un suivi régulier de la qualité de la rivière nous renseigne sur la qualité de la nappe.

De la nappe vers la rivière

Les polluants qui ont atteint la zone saturée vont ensuite migrer au sein de l'aquifère le long des lignes de courant en s'étendant selon un panache lié au phénomène de diffusion. Les principaux exutoires des nappes étant les cours d'eau, cette pollution atteindra les cours d'eau après un temps de séjour dans l'aquifère plus ou moins long

par rapport à l'introduction de la pollution dans le sol. Ce temps est notamment fonction de la vitesse réelle d'écoulement dans l'aquifère et de la distance à l'exutoire :

- elle est très lente dans les aquifères sableux (quelques centimètres par an) ;
- elle est très rapide dans les aquifères karstiques (quelques kilomètres par jour).

Mais on peut trouver des milieux complexes présentant une double perméabilité avec des chenaux karstiques véhiculant rapidement les polluants et des zones à faibles perméabilités piégeant ces polluants et les relarguant très lentement et de façon irrégulière (phénomène de chasse d'eau).

Il est très difficile, voire impossible de définir de manière générale la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de rivière. Une étude réalisée par le BRGM en milieu carbonaté (Sanjuan et al., 1996) avait montré qu'en général les eaux souterraines possèdent des minéralisations légèrement plus élevées que les eaux de surface car leurs valeurs de pCO_2 sont plus importantes et leurs vitesses de circulation plus faibles. D'autre part la composition chimique des eaux souterraines est beaucoup plus stable au cours du temps car l'essentiel de l'acquisition de leur chimisme se fait de manière contrôlée. En milieu karstique, où la vitesse de circulation des eaux est plus élevée, on constate un comportement chimique des eaux souterraines qui se rapproche de celui des rivières et qui se caractérise par une instabilité plus importante en fonction du temps. L'étude suggère par ailleurs que la contribution des eaux souterraines est importante tout au long de l'année.

De la rivière vers la nappe

Ces relations sont importantes à prendre en compte dans la mesure où de nombreux et importants captages d'eau potable sont implantés dans les nappes alluviales. Une partie importante de l'eau produite dans ces captages vient de la rivière par réalimentation induite due aux pompages.

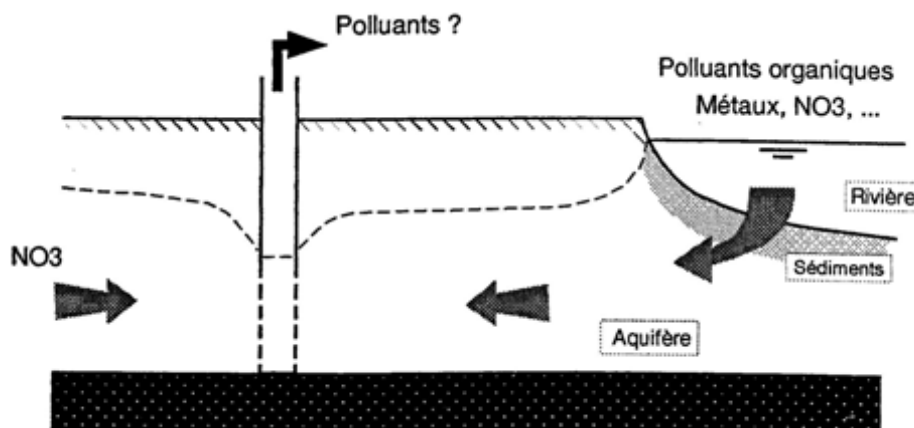


Illustration 27 - Risque de pollution d'un captage situé à proximité d'un cours d'eau

L'eau prélevée après filtration par les berges est généralement de bonne qualité mais la détérioration chronique ou accidentelle de la qualité de l'eau des cours d'eau

alimentant ces aquifères peut entraîner des effets néfastes sur ces derniers. Les rivières étant de plus en plus polluées, il est apparu nécessaire d'étudier l'impact de cette pollution sur les nappes alimentées par ces rivières. Compte tenu des enjeux en terme d'alimentation en eau potable de grands centres urbains ces problèmes ont fait l'objet de nombreuses études.

4.3. RELATIONS ENTRE EAU SOUTERRAINE ET ECOSYSTEMES TERRESTRES ASSOCIES

Ce paragraphe reprend les résultats du projet BRIDGE (2006) sur ce sujet : rapport D10 - impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems. Volume 2 / chapitre 8 - Groundwater / Dependent terrestrial ecosystem Interactions

Dans la DCE, l'accent est mis sur la préservation des écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines. Pour déterminer si un écosystème terrestre est dépendant des eaux souterraines il faut prendre en compte les 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 masses d'eau captives et certaines présentant des caractéristiques karstiques, sont susceptibles d'impacter les écosystèmes terrestres associés.

Les eaux souterraines peuvent par exemple être indispensables pour maintenir un niveau d'eau à la surface d'une zone humide ou un écoulement d'eau à travers la zone humide et/ou pour maintenir ses caractéristiques physico-chimiques.

L'eau alimentant un écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines peut être entièrement d'origine souterraine ou seulement à quelques %. Néanmoins une faible contribution peut avoir une importance capitale pour la survie de l'écosystème.

Les écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines sont souvent classés selon des indicateurs écologiques. Dans le rapport du projet Bridge ils sont assimilés aux zones humides et on considère que l'environnement topographique et hydrogéologique devrait permettre d'identifier les types de zones humides pour lesquelles l'eau souterraine interagit avec la surface.

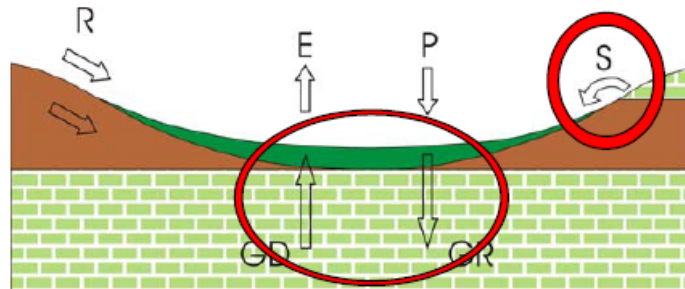


Illustration 28 – Exemples d'interactions hydrauliques entre une masse d'eau souterraine et une zone humide

E : évapotranspiration ; P : précipitations ; R : ruissellement ; S : source ; GD : vidange de la nappe par la ZH ; GR : recharge de la nappe par la ZH

Parmi les critères, le premier pris en compte est la configuration topographique. On distingue ainsi 5 types de zones humides (Illustration 29). On peut à partir de cela faire le lien entre le type de zone humide et l'alimentation en eau.

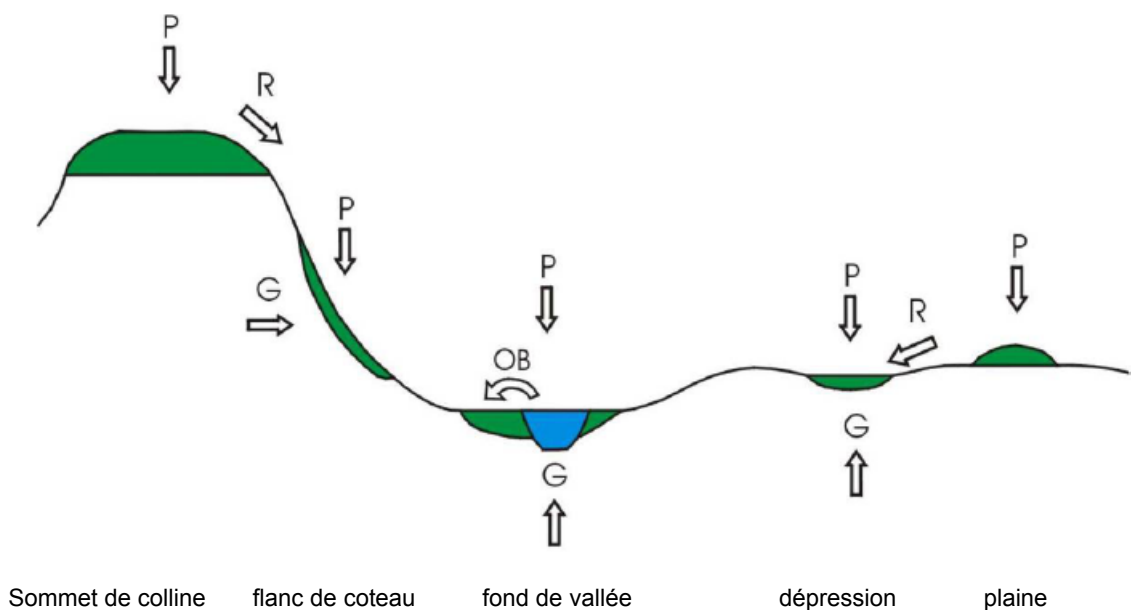
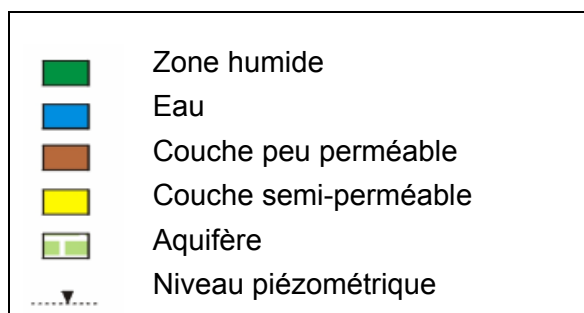


Illustration 29 – Typologie des zones humides en fonction de la position topographique avec les mécanismes prédominants d'alimentation en eau ; P = précipitations, R = ruissellement, G = eau souterraine, OB = expansion de crue

Des exemples de zones humides dans différents contextes topographiques et selon différents mécanismes d'alimentation en eau sont présentés dans les paragraphes suivants.

La légende des différents schémas est la suivante :



Les mécanismes d'alimentation en eau sont décrits ci-dessous⁴ :

- P = précipitations
- E = évapotranspiration
- R = ruissellement (*run off*)
- L = arrivée d'eau latérale (*lateral inflow*). L'eau s'écoule à travers le sol depuis un fossé, une rivière ou un lac vers la zone humide (ZH). Le niveau d'eau de la ZH est plus bas que celui de la masse d'eau
- D = drainage. L'eau s'écoule à travers le sol depuis la ZH vers un fossé, une rivière ou un lac. Le niveau d'eau de la ZH est plus bas que celui de la masse d'eau réceptrice.
- OB = (*over bank flow*). L'eau s'écoule depuis un fossé, une rivière ou un lac vers la ZH. Le niveau d'eau de la ZH est plus bas que celui de la masse d'eau réceptrice.
- OF = (*surface out flow*). L'eau s'écoule depuis la ZH vers un cours d'eau. Cela inclut l'eau retournant à la rivière après la décrue. Le cours d'eau peut prendre sa source dans la ZH
- S = source (*spring*)
- GD = vidange de nappe (*groundwater discharge*). L'eau s'écoule verticalement, de bas en haut, de l'aquifère sous-jacent dans la ZH. Le niveau piézométrique de l'aquifère est supérieur au niveau d'eau de la ZH
- GR = recharge de nappe (*groundwater recharge*). L'eau s'écoule verticalement, de haut en bas, de la ZH vers l'aquifère sous-jacent. Le niveau piézométrique de l'aquifère est inférieur au niveau d'eau de la ZH
- GS = exutoire de nappe (*groundwater seepage*). L'eau s'écoule latéralement de l'aquifère adjacent dans la ZH

Les ZH de plaine (*lowland and upland flat area wetlands*) ne sont généralement pas alimentées pour les eaux souterraines (Illustration 30). Les ZH de coteau se trouvent généralement dans les zones d'exutoire de l'aquifère (Illustration 31). Certaines ZH de

⁴ Les initiales correspondent aux dénominations anglaises

dépression sont en connexion directe avec les eaux souterraines et peuvent ainsi être alimentées par la nappe ou l'alimenter ; elles peuvent aussi être en connexion indirecte et alimentées par des sources ou par drainance à partir d'aquifères semi-captifs (

Illustration 32). Enfin on retrouve pour les ZH de vallée le mode d'alimentation des ZH de dépression avec en plus des échanges avec les eaux de surface (Illustration 33)

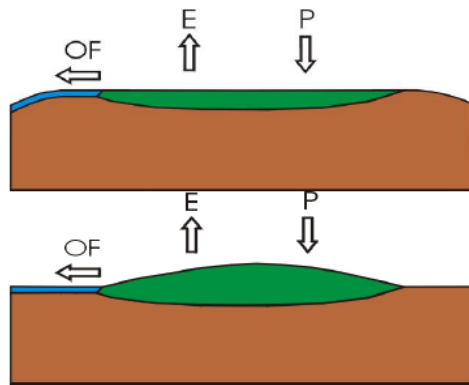


Illustration 30 – Zones humides de plaine

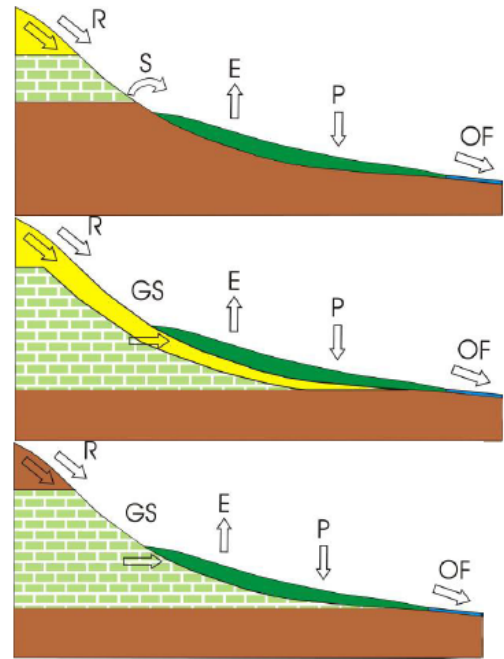


Illustration 31 - Zones humides de coteau

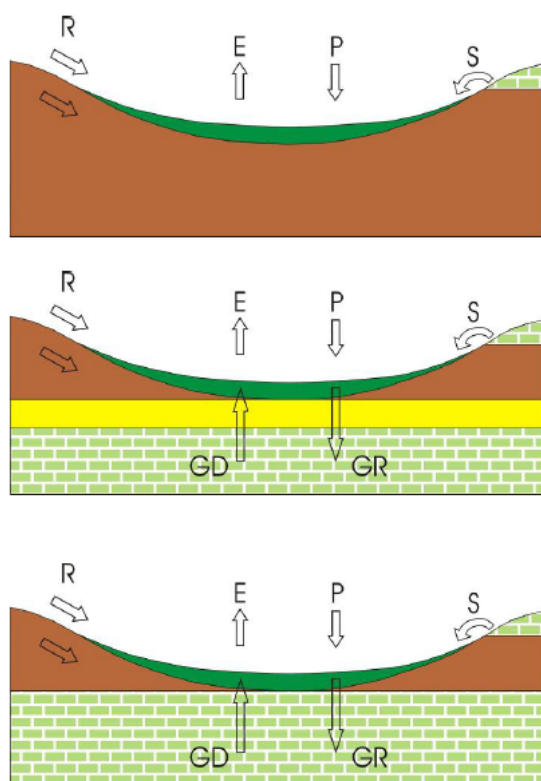


Illustration 32 – Zones humides de dépression

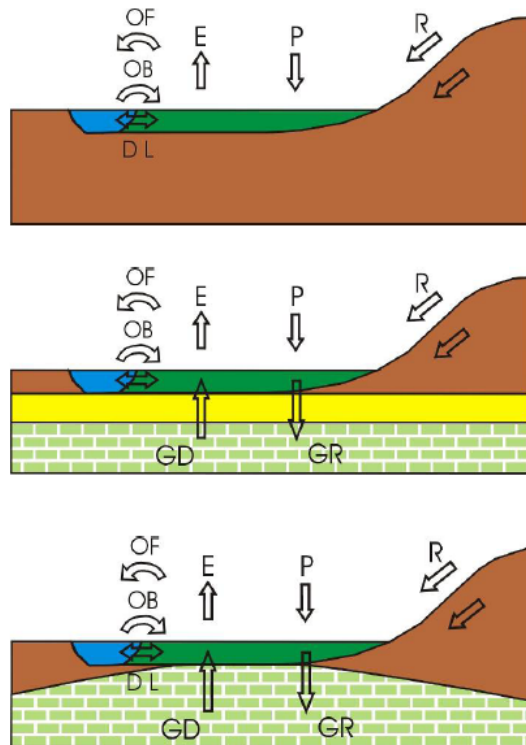


Illustration 33 – Zones humides de vallée

Le tableau ci-dessous résume les types de contexte topographique, les sous-types hydrologiques et les mécanismes de transfert d'eau associés.

Mécanisme de transfert d'eau	ZH de plaine		ZH de coteau			ZH de dépression			ZH de vallée		
	hautes terres	basses terres	esu	eso	esu&eso	esu	eso	esu&eso	esu	eso	esu&eso
Précipitations	XXX	XXX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
évapotranspiration	XXX	XXX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
Ruissellement			XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
arrivée d'eau latérale									XX	XX	XX
drainage									XX	XX	XX
OB									XXX	XXX	XXX
OF	XXX	XX	XX	XX	XX				XXX	XX	XX
Source			X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vidange				XXX	XX		XXX	XX		XXX	XX
recharge				XX	XX		XX	XX		XX	XX
exutoire				XXX	X		X	X		X	X
pompages		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Mécanisme : XXX dominant – XX fréquent – X possible

Origine de l'eau : esu eau de surface – eso eau souterraine

Il existe plusieurs éléments qui ont une influence sur le système aquifère et par voie de conséquence sur l'écosystème associé ; Certains sont à l'échelle du bassin versant souterrain ou de la masse d'eau souterraine, d'autres à une échelle plus locale telle que la ZH.

Les éléments à prendre en compte à l'échelle du bassin sont :

- la géologie
- les formations superficielles
- l'occupation du sol
- les variations climatiques
- les prélèvements

A l'échelle locale, les éléments à prendre en compte sont :

- la géologie
- les formations superficielles et les types de sols
- les variations climatiques
- les prélèvements
- les aménagements hydrauliques

Pour chacun de ces éléments, l'approche ne sera pas nécessairement la même selon l'échelle considérée. Par exemple pour la géologie, à l'échelle du bassin, on va s'intéresser aux caractéristiques de l'aquifère sur un plan hydrodynamique tandis qu'à l'échelle locale on va prendre en compte la géologie sur un plan écologique (habitat pour la faune et la flore) et en tant que source d'éléments chimiques pour l'écosystème terrestre.

A l'échelle locale, les impacts anthropiques de type aménagements hydrauliques peuvent réduire les échanges d'eau au niveau de la ZH : digues pour retenir les crues, systèmes de drainage, ...

En conclusion, il apparaît que les travaux de recherches sur les interactions entre eau souterraine et écosystèmes terrestres associés n'en sont encore qu'à leurs débuts dans plusieurs états membres de l'Union Européenne. Du coup, il n'existe pas de méthode clairement identifiée pour déterminer ces relations.

5. Interactions chimiques entre eau de surface et eau souterraine

5.1. ROLE HYDROCHIMIQUE DE LA ZONE HYPORHEIQUE

Pour la gestion de la qualité de la ressource, la prise en compte des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface est nécessaire. En effet, la zone à l'interface nappe rivière est le siège de processus géochimiques qui souvent participent aux phénomènes d'atténuation naturelle mis en évidence dans différents contextes (Darmendrail 1987, Conant et al., 2004; Winter et al. 1998, Smith et al. 2005, Gandy et al. 2007).

Les réactions géochimiques intervenant dans la zone hyporhéique ont plusieurs atouts, ils permettent l'élimination des particules en suspension, la biodégradation de certains composés organiques, des bactéries, virus et parasites mais également l'élimination des substances organiques et inorganiques par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation. A l'inverse, on peut noter des effets néfastes pour la qualité de l'eau liés aux réactions géochimiques comme l'augmentation de la minéralisation, des teneurs en ammonium, des teneurs en fer et manganèse ou la formation de sulfures d'hydrogène ou de composés malodorants du soufre liés aux modifications des conditions d'oxydoréduction (Hiscock et al. 2002). En conséquence, certains composés chimiques sont efficacement filtrés à l'interface nappe-rivière et la mesure d'une faible concentration dans la rivière ne traduira pas nécessairement une concentration faible dans la nappe et les sédiments.

En général, la composition des eaux de surface et des eaux souterraines est relativement différente. La composition chimique des eaux est contrôlée d'une part par la nature des matériaux géologiques avec lesquels interagissent les eaux et d'autre part le temps de contact avec ces matériaux. Aussi, les eaux souterraines acquièrent une composition chimique plus marquée tandis que les eaux de surface ne résultent généralement que des précipitations et du ruissellement. Par contre, les eaux de ruissellement peuvent mobiliser des particules présentes à la surface des sols et les drainer vers les cours d'eau tandis que ces particules sont filtrées lors de la traversée de la zone non saturée, entre la surface et la nappe.

5.2. LES MECANISMES DE FILTRATION MIS EN JEU

A l'interface nappe rivière, les effets d'atténuation résultent de plusieurs processus dont les mélanges d'eau (dilution), la biodégradation et les processus de sorption. Les phénomènes de mélange ont lieu le long des écoulements entre la rivière et la nappe tandis que les processus de biodégradation et de sorption ont principalement lieu dans la zone colmatée par les sédiments ou zone hyporhéique.

Les principaux mécanismes de filtration, ayant lieu dans la zone colmatée, susceptibles de retarder ou d'empêcher la propagation de substances chimiques entre la nappe et le cours d'eau sont décrits dans les paragraphes suivants. On distinguera trois modes de filtration : la filtration biologique, de la filtration chimique et de la filtration physique. Bien que ces modes de filtration soient distincts, il faut garder en mémoire qu'ils agissent simultanément voire de manière complémentaire.

5.2.1. La filtration biologique

Au sein des sédiments, les principales réactions qui s'opèrent consistent à la minéralisation de la matière organique notamment au travers des réactions de réduction induites ou catalysées par les microorganismes qui entraînent l'évolution du système vers des conditions réductrices.

Les réactions de réduction et potentiel d'oxydoréduction

La dégradation aérobie du carbone dans la zone proche de l'interface eau-sédiment entraîne la consommation d'oxygène utilisé par les bactéries comme agent oxydant. Dès que l'oxygène vient à manquer, les bactéries sont capables de poursuivre la dégradation en utilisant d'autres agents oxydants selon une succession bien définie (Illustration 34).

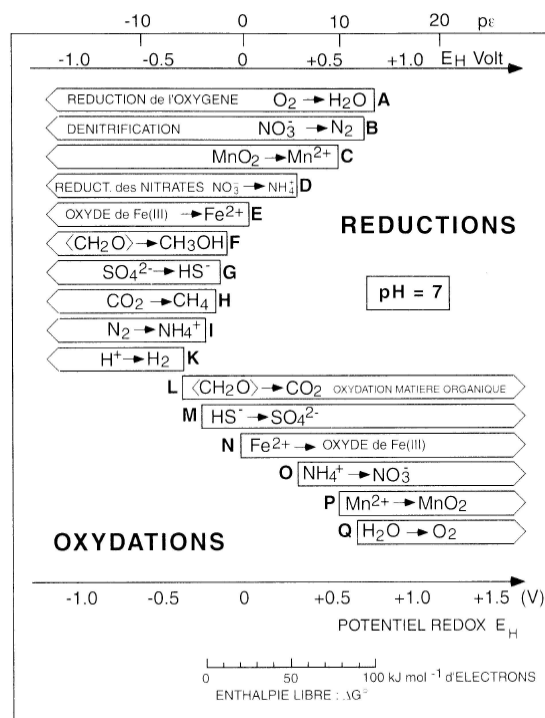


Illustration 34 - Domaine de potentiel d'oxydoréduction (à pH 7) pour des réactions catalysées par les bactéries (Sigg et al. 2000).

Les réactions de réduction contrôlent ainsi le potentiel d'oxydoréduction du milieu qui évolue de façon continue, il est ainsi difficile de distinguer les différentes zones (zone de dénitrification, réduction du manganèse, ammonification, réduction du fer, réduction des sulfates, méthanisation). L'épaisseur des différents horizons, correspondant à chaque zone redox, est fonction des conditions physico-chimiques, de la composition des eaux, des teneurs en matières organiques et des apports en éléments oxydants. Un des premiers facteurs contrôlant cette distribution est la quantité de matière organique, lorsque celle-ci est limitée, les réactions de réduction se font plus difficilement et les horizons redox sont plus espacés que pour un sédiment riche en matière organique pour lequel l'évolution redox est très rapide.

D'un point de vue géochimique, la zone réduite se caractérise notamment par :

- une absence d'oxygène associée à un taux important de CO_2
- une diminution de la concentration en matière organique
- une baisse du pH

Le milieu, aérobie sur les quelques premiers centimètres à plusieurs dizaines de mètres en partant de la rivière, devient progressivement anaérobie en fonction de la profondeur (Kedziorek et al., 2008). La partie réductrice (au sein de la zone hyporhéique) s'étend typiquement à une distance décamétrique (Rhône, rivière Glatt en Suisse) à hectométrique (Rhin en Allemagne et Hollande) du cours d'eau. Elle est considérée en moyenne comme ayant une épaisseur d'environ 50 à 75 m à partir des rives (Darmendrail, 1987). Mais l'épaisseur de cette zone réductrice peut varier dans le temps et elle est notamment influencée par des évolutions saisonnières (température, teneur en oxygène...). D'une manière générale, il semble que la taille de la zone réductrice augmente en parallèle avec la taille de la rivière, en relation avec l'apport accru en matière organique. Par ailleurs, plus les zones ripariennes sont développées, plus la zone réductrice peut être importante.

Au-delà de cette zone réduite, dans l'aquifère, l'activité biochimique décroît en corrélation avec la diminution de la matière organique. Le taux d'oxygène se remet ensuite généralement à augmenter au sein de la nappe, par ré-aération à travers le toit de celle-ci, mais il n'atteint jamais celui qui existe au sein de la rivière (Illustration 35). Ainsi, si la nappe est enrichie en oxygène, celle-ci est susceptible de faire évoluer la zone hyporhéique vers des conditions plus oxydantes à l'interface avec l'aquifère.

La possibilité d'aération du milieu est un facteur important à prendre en compte au niveau des échanges possibles entre la nappe et la rivière. Cette réoxygénation progressive du milieu, entre le cœur de la zone réduite et la nappe, peut permettre la précipitation de certains oxydes comme ceux de fer ou de manganèse (Bourg et Bertin 1993).

Ainsi, depuis la surface du sédiment et selon l'épaisseur du sédiment on observe différents états d'oxydoréduction qui contrôlent la stabilité des minéraux et le degré d'oxydation des éléments. Le comportement et la stabilité des contaminants évoluent donc avec la profondeur.

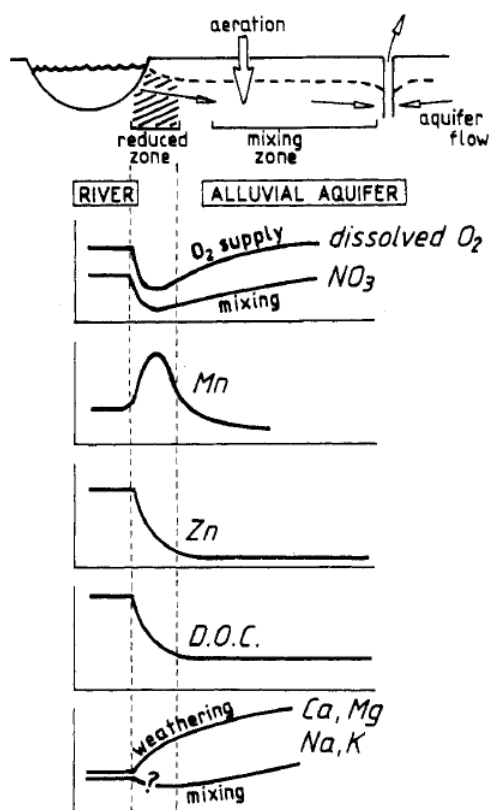


Illustration 35 - Description schématique des processus biogéochimiques le long des écoulements nappe-rivière (Bourg et Bertin 1993).

L'activité biologique

L'activité biologique semble être, au niveau de la zone réductrice, le principal facteur retenu pour l'élimination des polluants organiques. Cependant l'activité biologique est contrôlée par divers facteurs.

L'un des premiers facteurs à considérer est la présence des microorganismes dans le milieu. En effet, il existe des conditions de croissance et de survie spécifiques pour chaque type de microorganismes. Certains organismes ne vivent que dans des conditions aérobies, d'autres au contraire ont besoin de conditions anaérobies. Il est possible de mesurer l'activité des microorganismes et donc la minéralisation au niveau des berges par la mesure de la consommation d'oxygène (Simcic et Mori 2007).

A l'inverse, un taux important de certaines substances (métaux, produits phytosanitaires) peut affecter le développement de certains microorganismes (Amalric et al., 2002).

Ensuite, l'intensité de l'activité biologique contrôlera le taux de biodégradation. Celle-ci est notamment reliée au temps de transfert dans la zone hyporhéique, à la quantité de matière organique disponible, à la température et aux possibilités de ré-aération.

Le temps de transfert des eaux de rivière dans la zone hyporhéique doit être suffisant pour que la filtration des eaux de la rivière soit notable. En effet Lautz et al. (2006) estime en moyenne à une dizaine de jours le temps de séjour dans la zone hyporhéique à partir duquel la charge organique et la quantité d'oxygène dissoute dans la rivière peut être diminuée. Gruenheid et al. (2005) ont également testé deux contextes de filtrations différents : l'un correspondant à des conditions réductrices développées et un temps de transfert long (plus d'un an) et l'autre correspondant à un temps de transfert court (50 jours) et des conditions aérobies. Les résultats ont montrés qu'un temps de transit suffisamment important était nécessaire pour la bonne filtration de la majorité des composés organiques testés. En effet, les cinétiques de réactions peuvent être lentes, ainsi même si les conditions sont réunies pour la dégradation des composés, il faut que le temps soit suffisant pour parvenir à son élimination.

La perméabilité de la zone hyporhéique et le gradient hydraulique contrôlent le temps de transfert. En effet, plus la perméabilité est faible, plus le temps de transfert est long et la consommation de la matière organique par les micro-organismes importante ce qui déplace les conditions d'oxydoréduction vers un pôle plus réducteur. Le temps de parcours n'affecte pas néanmoins tous les composés organiques, car tous ne sont pas instables au sein de la zone hyporhéique. La présence importante de microorganismes se traduit souvent par la création d'un **biofilm** qui diminue la perméabilité du milieu et joue un rôle dans la filtration physique.

L'importance de la quantité de **matière organique** a été mise en évidence et quantifiée au niveau du Lot (Kedziorek et al., 2008) vis-à-vis du potentiel d'oxydoréduction des berges. Un taux élevé de matière organique favorisera les réactions d'oxydoréduction. La teneur en matière organique est très variable. Celle-ci varie de 0,5 à 5% pour des sols minéraux à près de 100% dans des tourbières. Les molécules organiques représentent plus de 90% du carbone totale dans les sols.

La température a une influence importante sur l'activité biologique de la zone hyporhéique. Ainsi la température favorise l'activité biologique avec des températures optimales au-delà de 30°C. A l'inverse, une température inférieure à 4°C bloque l'activité des microorganismes. Ainsi, l'oxygène est principalement consommé pendant les périodes estivales (Entry et Farmer, 2001).

La possibilité de ré-aération joue un rôle primordial dans la formation de la zone réductrice. Plus le milieu sera aéré, moins le milieu sera réducteur.

Les phénomènes de biodégradation

Les phénomènes de dégradation ou d'atténuation contrôlés par les microorganismes qui vont être associés à la circulation des eaux dans la zone hyporhéique concernent plusieurs réactions majeures qui ont lieu au niveau de la zone réduite. Celles-ci concernent la consommation de l'oxygène dissous, les réactions de dénitrification, de désulfuration et la réduction de certains métaux (Fe, Mn). Ces processus sont liés à des réactions d'oxydoréduction et peuvent être fortement dépendant d'une catalyse biologique par des microorganismes. L'illustration 36 permet d'illustrer selon l'intensité

des réactions de réduction (croissant en fonction du temps) l'évolution des composés en solution (Curie, 2006). Alors que l'oxygène et les nitrates sont réduits en solution, on peut également noter l'augmentation de l'ammonium en solution. Pour des potentiels plus réducteurs le fer et le manganèse apparaissent en solution. Il est à souligner que l'augmentation de ces éléments en solution n'est pas favorable à une amélioration de la qualité des eaux.

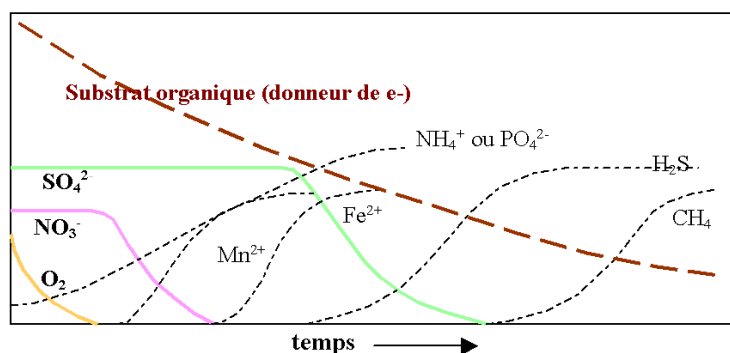


Illustration 36 - Evolution des espèces en solution selon les réactions de réduction successives (Curie, 2006)

La majorité des polluants d'origine anthropique est constituée de molécules organiques qui peuvent être décomposées au niveau des filtres biologiques. Les composés organiques peuvent être soit oxydés, ils jouent alors le rôle du donneur d'électron, soit réduits, soit subir une réaction dite de fermentation dans laquelle ils jouent à la fois le rôle du donneur et d'accepteur d'électrons. Ce type de réaction peut également permettre la méthylation (en milieu oxydant) ou la déméthylation (en milieu plus réducteur).

Les teneurs en composées organiques diminuent généralement fortement lors de la traversée de la zone hyporhéique, dans le sens de la rivière vers la nappe souterraine (ou dans l'autre sens en cas de pollution de la nappe d'origine anthropique). Cette diminution est estimée en moyenne à environ 60% (Normand, 2003). Les réactions bactériennes transforment le composé organique en un autre composé organique ainsi qu'en CO_2 . Selon les cas, le nouveau composé formé est susceptible d'être plus toxique ou moins toxique que le composé originel (Ford, 2007).

Pour les réactions de biodégradation des produits organiques en général, cinq processus peuvent expliquer la transformation des contaminants ou leur atténuation (Domange, 2005) :

- La biodégradation où la molécule sert partiellement ou totalement de substrat pour la croissance du micro-organisme.
- Le co-métabolisme où la substance est transformée par des réactions métaboliques mais ne sert pas comme source d'énergie pour le microorganisme.
- La polymérisation ou conjugaison, où des molécules organiques sont liées, soit ensemble, soit avec des composés existant naturellement (phénomènes de biosorption entre autre avec l'accumulation des contaminants à la surface des microorganismes).

- L'accumulation, où le composé est incorporé dans le micro-organisme.
- Les effets secondaires de l'activité microbienne, où la molécule organique est transformée à cause des changements de pH, de conditions redox, de produits réactifs, etc., engendrés par les microorganismes.

A l'interface nappe-rivière, les microorganismes peuvent ainsi être responsables de (Darmendrail, 1987) :

- la diminution de la presque totalité des germes pathogènes,
- la diminution importante de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^- ,
- la diminution d'environ 50% de la charge organique dans le sens de la rivière vers la nappe, mais une dégradation peut aussi avoir lieu lors d'un transit dans l'autre sens (processus de méthylation et déméthylation),
- la diminution du taux d'oxygène dissous dans le sens d'un échange de la rivière vers la nappe. Si la nappe est libre et bien oxygène, elle peut également être une source d'oxygène pour la zone hyporhéique,
- un éventuel relargage de métaux lourds mobiles en conditions réductrices, la présence de fortes quantités de matières organiques et le déficit d'agent oxydants (oxygène, nitrates) conduit à la dissolution réductive des oxy-hydroxydes puis des sulfures, causant le relargage des métaux associés (Kedziorek et al., 2008).

5.2.2. La filtration chimique

• Les réactions acido-basiques

Les réactions acido-basiques concernent les échanges de protons, H^+ , entre les solutés en solution et affectent les concentrations en éléments dissous en solution à travers les variations de protons en solution dont l'activité s'exprime par le pH. De faibles valeurs de pH traduisent une grande quantité de protons en solution, c'est-à-dire des conditions acides. De manière générale, des conditions acides seront peu favorables à la stabilité des minéraux tels que les carbonates ou les oxydes et en conséquence, une grande partie des métaux (Zn, Cd, Pb) sont plus solubles.

• Les réactions d'oxydoréduction

Les réactions d'oxydoréduction consistent en des échanges d'électrons entre solutés. La perte d'électrons par un composé correspond à son oxydation tandis que le gain d'électron par un élément associé correspond à la réduction. Par exemple, lorsque du fer dissous dans une eau dépourvue d'oxygène se mélange avec une eau oxygénée, alors le fer dissous et l'oxygène réagissent ensemble. Le résultat des réactions est l'oxydation du fer qui précipite généralement sous la forme d'oxy-hydroxydes et la réduction de l'oxygène.

Nous avons précédemment vu que de nombreuses réactions d'oxydoréduction sont catalysées, et donc fortement facilitées, par les microorganismes mais ces processus

peuvent aussi se dérouler en l'absence d'activité biologique. Ainsi, les processus de dénitrification chimique peuvent avoir lieu en milieu acide et anoxique mais nécessitent la présence d'agents réducteurs à potentiel bas comme le fer, le soufre ou le manganèse. Ce processus de dénitrification s'observe principalement dans les aquifères au sein desquels l'activité biologique est plus faible.

Les conditions d'oxydoréduction ont une influence majeure sur la solubilité de certains métaux (Fe, Mn, Cr, As) plus solubles sous formes réduites et sur la stabilité des hydroxydes et des sulfures présents.

• Les processus de sorption

Le terme **sorption** désigne tous les processus à l'interface liquide/solide conduisant à un changement de phase du soluté (Sigg et al. 2000). Ces mécanismes sont l'échange d'ion, la complexation de surface, la précipitation de surface, l'absorption, la diffusion dans la phase solide. Selon la définition adoptée, on peut également inclure les mécanismes de précipitation/dissolution.

L'**adsorption** fait référence à un processus réversible qui met en jeu l'attraction d'une substance chimique par la surface d'une particule organique ou inorganique et sa rétention pour une durée dépendant de l'affinité entre ces dernières.

A la surface des solides sont présents des charges négatives et positives. Ces charges sont d'une part permanente c'est-à-dire indépendantes des conditions physico-chimiques du milieu et résultent de l'organisation et de la composition minéralogiques des solides et d'autres part variables. Ces charges variables dépendent notamment du pH car elles résultent de la protonation ou de la déprotonation des groupes hydroxyles (OH) localisés à la surface des minéraux et en bordures de feuillets des argiles ou des groupes carboxyliques et phénoliques présents sur les molécules organiques. Les sites de surface offrent donc des possibilités de liaison avec les formes dissoutes. La capacité de rétention des phases considérées est liée à la densité de site et à leur surface spécifique.

De part leurs propriétés de surface, la matière organique, les argiles et les oxy-hydroxydes sont les principaux composants impliqués, ainsi la composition de la phase solide conditionne le pouvoir de rétention du milieu. Globalement ces phases sont chargées négativement, elles constituent donc des pièges pour les cations dont les métaux. Lorsqu'elles sont mobiles, comme certains colloïdes, elles contribuent à la mobilité des métaux et à leur transfert dans le milieu. Par contre, selon leur taille, elles vont être soumises aux mécanismes de filtration physique.

Selon la nature des liaisons mises en jeu entre le soluté et la surface, on peut distinguer l'adsorption non spécifique (ou échange d'ion) et l'adsorption spécifique (ou complexation de surface).

L'**échange d'ion**, ou adsorption non spécifique, se base sur les attractions de type Van der Waals entre les cations métalliques et les particules sorbantes à charges négatives. La sorption n'est pas spécifique à un élément donné, elle est avant tout

fonction du rayon des cations Elle apparaît comme le processus d'adsorption principal pour les argiles.

L'adsorption spécifique signifie que le soluté est retenu à la surface des particules par une liaison chimique ou hydrogène. Cette liaison est spécifique et n'est possible qu'entre éléments ayant une configuration électronique adaptée (Sigg et al. 2000). Ce mécanisme est principalement observé à la surface des oxy-hydroxydes et de la matière organique.

La capacité d'adsorption des phases solides est dépendante de la densité de charge de surface et peut être appréhendée à partir de la mesure de la capacité d'échange cationique (CEC). Bien que les argiles soient majoritaires dans les sols et les sédiments, la matière organique contribue fortement à augmenter la CEC. Du fait des charges permanentes présentes sur les argiles la CEC de la fraction argileuse est peu influencée par une augmentation de pH contrairement aux charges variables associées à la matière organique. D'une façon générale une augmentation du pH favorise l'adsorption et augmente la CEC du milieu

Les **microorganismes**, de part leur charge négative à la surface des parois sont aptes à adsorber des cations et des métaux. Le rôle des microorganismes dans le transport des polluants (métaux, phytosanitaires) est donc également à considérer. Leur diffusion est alors d'autant plus facile que la mobilité des microorganismes est forte et que la perméabilité est grande (Kim et al., 2003).

Il existe également des **phénomènes de compétition** entre les métaux et avec les cations majeurs notamment le calcium. Par exemple, une minéralisation importante des eaux (augmentation de la force ionique et des cations en solution) est capable de diminuer la sorption des métaux comme le fer et le manganèse du fait de la compétition des cations sur les sites de sorption (Wang et al., 1997).

La présence dans le milieu **d'agents complexant**, comme l'EDTA, (Miretzki et al., 2006) peut entraîner la désorption des éléments sorbés. Ainsi, la resolubilisation du zinc et du cadmium, par l'ajout d'EDTA au niveau des sédiments du Lot, ne dépasse pas 10% de la quantité de métal présent (Bertin et al., 1991). Les chlorures et les sulfates peuvent également jouer le rôle d'agent complexant en formant des complexes avec les métaux en solution limitant ainsi la disponibilité des métaux pour les processus de sorption.

Le changement de conditions physico-chimiques du milieu (Eh, pH, force ionique, température) peut modifier la stabilité des éléments sorbés. Les variations saisonnières de température ou de pH ou même la dégradation des particules par les microorganismes, peuvent ainsi conduire à la remise en solution des métaux initialement sorbés. Selon les formes de rétention des métaux dans les sédiments, la remobilisation ne sera pas de même intensité. Ainsi, il est important de souligner que les processus de sorption sont des mécanismes pouvant immobiliser que temporairement les composés ayant des affinités avec les phases solides cependant ce sont des **mécanismes réversibles**.

• Les réactions de précipitation/dissolution

Les processus de précipitation et de dissolution sont gouvernés par l'équilibre de solubilité d'une phase solide. Si une phase liquide est sursaturée vis-à-vis d'une phase solide, cette dernière aura tendance à précipiter. A l'inverse, si une phase est sous-saturée vis-à-vis d'une phase solide, celle-ci aura tendance à se dissoudre.

Un changement des conditions physico-chimiques du milieu peut conduire à la précipitation ou à la dissolution de certains minéraux par changement du pH (par exemple les carbonates) ou des conditions d'oxydo-réduction (par exemples les sulfures et les oxydes).

Ainsi lors du passage des eaux de la nappe vers les eaux souterraines, les conditions physico-chimiques changent pouvant conduire à la précipitation de minéraux lorsque les eaux deviennent sursaturées vis-à-vis de ces phases ou peuvent causer la dissolution des minéraux présents si les eaux sont sous-saturées. Par exemple, le calcium est l'une des substances qui est fortement susceptible de précipiter lors de la venue en surface des eaux souterraines. En effet le dégazage du CO₂ entraîne une augmentation du pH et par suite peut engendrer la précipitation de carbonate de calcium.

5.2.3. La filtration physique

Au sein des sédiments de colmatage, les particules seront plus ou moins bien filtrées selon leurs tailles. Par exemple, les particules (taille > 0,2 µm) et la matière à l'état colloïdale n'auront pas le même comportement et la même facilité à traverser la zone hyporhéique. Les particules colloïdales peuvent être définies par leur taille (entre 1 nm et 10 µm) qui est suffisamment réduite pour que l'action de la pesanteur soit limitée mais suffisamment élevée pour la distinguer des molécules dissoutes.

Cet effet de la filtration physique sur l'amélioration de la qualité des eaux de surface lors de l'infiltration vers les aquifères a été mis en évidence au cours de plusieurs études réalisées sur le Rhin et décrites par Schubert (2002). Ces études soulignent également le rôle de la variation du niveau de la surface des cours d'eau sur les processus de colmatage et donc sur la qualité des eaux souterraines. Les variations du niveau des eaux de surface contrôlent le gradient hydraulique et ainsi les vitesses et temps de résidence associés.

La probabilité de rétention présente un optimum en fonction de la taille des particules (Darmendrail, 1987). Lorsque celles-ci sont trop petites (< 1µm), le dépôt se fait par effet de surface (adsorption) tandis que c'est le faible volume disponible à l'écoulement qui contribue au filtrage des particules les plus grosses (>30 µm). Comparé à la filtration s'opérant au sein de l'aquifère, c'est au sein de la zone hyporhéique, où la perméabilité est la plus réduite, que la filtration physique se fait le mieux.

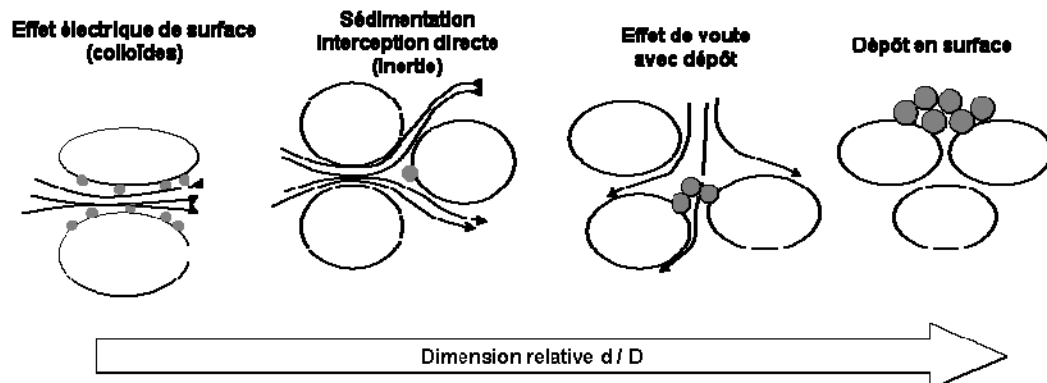


Illustration 37 - Différents modes de filtration selon le rapport du diamètre des particules filtrées par rapport au diamètre des grains du milieu poreux (d'après Darmendrail, 1987).

La charge des particules a une action sur la filtration des particules. Quand elles sont fortement chargées, elles se repoussent ce qui permet un état de dispersion. Alors que, quand les charges de surface sont limitées il peut y avoir floculation des particules (Sigg et al. 2000). Les charges de surfaces sont également dépendantes du pH, elles diminuent avec l'augmentation de celui-ci. La présence de matière organique facilite la dispersion des particules. Lorsque ces particules sont mobiles elles contribuent de manière importante au transfert des polluants adsorbés à leur surface. Ce phénomène est particulièrement important dans le cas des métaux.

S'il y a des inversions régulières de flux entre la nappe et la rivière, il est possible que les particules qui ont sédimentées soient **remises en suspension**. En période de crue, même faible, une mise en suspension des sédiments peut provoquer une forte augmentation des concentrations des éléments stockés dans les sédiments en période de basses eaux (Mouvet et al. 1992). Un bilan effectué sur la Seine a ainsi montré que le flux de zinc particulaire, pendant les cinq premiers jours de la première crue d'automne, était égal au flux particulaire observé pendant la période de trois mois correspondant à l'étiage.

Bichot et al. (1994) a noté une relation entre les teneurs en aluminium de certaines **sources karstiques** et le débit pour lesquelles la teneur en aluminium augmente avec le débit. Ceci est expliqué par la présence d'argiles en suspension lors des crues. Ce taux de particules en suspension peut être considérablement diminué en présence d'un filtre à l'interface nappe-rivière. La rétention des particules en suspension peut ainsi être augmentée de 120% (Bridge, 2006).

Ce mécanisme de filtration est également efficace pour éliminer les bactéries. Lorsque celles-ci sont adsorbées par des particules solides en suspension leur filtration peut être assez importante. En effet, les bactéries se placent majoritairement à l'interface solide-liquide profitant que les cations fixés à la surface des organismes sont également attirés par les particules solides en suspension.

5.3. BILAN PAR SUBSTANCES : INFLUENCES RESPECTIVES DES DIFFERENTS MODES DE RETENTION

Le flux de composés chimiques entre la rivière et la nappe peut être très variable selon la structure et la composition des sédiments de la zone hyporhéique. Néanmoins, il est possible de définir les principaux processus qui interviennent dans l'atténuation des différentes substances. Par exemple, les processus de biodégradation sont généralement liés aux polluants organiques tandis que les phénomènes de sorption réversibles agissent sur les temps de transfert des métaux et autres polluants. Chaque environnement va donc avoir tendance à faciliter ou au contraire à empêcher le transit des différents polluants.

5.3.1. Les métaux

Alors que la zone hyporhéique est reconnue comme un interface biogéochimique entre les eaux souterraines et les eaux de surface, peu d'études ont porté sur son rôle dans la mobilisation ou l'atténuation des polluants métalliques. Les connaissances actuelles suggèrent que la zone hyporhéique peut jouer le rôle de piège pour les métaux mais aucune investigation détaillée n'a consisté à caractériser les processus et leur variabilité tant spatiale que temporelle. La difficulté réside notamment dans la difficulté à quantifier les volumes d'eau et leur charge en polluants qui transitent dans cette zone.

Les processus de rétention des métaux sont l'adsorption par les particules solides et la précipitation essentiellement sous formes de carbonates, de sulfures, des phosphates ou d'hydroxydes.

L'affinité relative entre les métaux et les phases solides caractérise les propriétés de rétention ou de mobilité de ces métaux. Certains métaux restent en quantités notables sous formes solubles (bore, strontium,...) et donc mobiles, tandis que d'autre forment des complexes par exemple avec la matière organique (cuivre, plomb,...).

Les phases porteuses

L'intensité des propriétés de rétention est spécifique aux métaux mais est également fonction de la quantité des constituants présents dans les sédiments : phases argileuses, substances humiques, sulfures, hydroxydes et oxydes de fer et de manganèse, carbonates,...

La mobilité des différents métaux ne va pas dépendre uniquement de leurs affinités avec les ligands mais aussi de la stabilité. Les réactions qui risquent d'affecter les groupes, auxquels sont liés les éléments traces métalliques, sont en effet susceptibles de provoquer la remise de ceux-ci en solution et par conséquent de rendre leurs transferts plus faciles. La mobilité des différents métaux dépend à la fois de la fraction du métal dans la phase mobile (surtout la phase dissoute, mais également certains complexes particulièrement mobiles auquel sont associés les éléments métalliques), de la facilité de diffusion des ligands, mais aussi de la réversibilité de la sorption en

fonction des éventuelles variations des conditions du milieu. En effet, les particules sorbantes peuvent aussi transiter pour certaines à travers la zone hyporhéique et ainsi adsorber un élément métallique puis le libérer selon l'évolution des paramètres physico-chimiques au travers de la zone hyporhéique.

Les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse sont des acteurs majeurs dans la rétention des métaux du fait de leurs propriétés de surface. La quantité d'ions métalliques adsorbés à la surface des groupes hydroxydes de fer et de manganèse est fortement dépendante du pH car leurs propriétés de sorption sont associées à la présence de charges variables (Sigg et al. 2000). Les oxy-hydroxydes sont sensibles aux variations des propriétés d'oxydoréduction du système et sont déstabilisées en conditions réductrices. Les métaux adsorbés sur ces particules sont alors remobilisés et peuvent être bio-disponibles. Le fer et le manganèse composants ces phases sont également remobilisés en solution. Une diminution de pH aura également les mêmes conséquences car les oxy-hydroxydes sont moins stables en conditions acides. Les oxydes de manganèse sont fortement dépendants de l'activité des microorganismes tandis que les oxydes de fer sont susceptibles de se former facilement en milieu abiotique (Gandy et al., 2007).

A l'inverse, **les sulfures** sont eux susceptibles d'être oxydés lors d'un changement des conditions d'oxydoréduction. Une oxydation est donc susceptible de provoquer le relargage des éléments sorbés à la surface des sulfures ou bien présents dans la matrice. Dans le cas des sulfures authigéniques qui sont des phases notables du piégeage des ETM dans les sédiments, une technique a été mise au point consistant à mesurer la teneur en sulfures comparativement à la quantité d'ETM (van der Berg, 1998b). Il apparaît qu'au-delà d'un certain seuil les sédiments se comportent comme un filtre efficace vis-à-vis des ETM.

La présence d'**argiles** est un bon indicateur de l'efficacité de la filtration par adsorption et peuvent ainsi modifier la composition chimique des eaux (Grasby et al. 1999). Les argiles sont également responsables de la filtration physique grâce à leurs faibles perméabilités. Cependant elles sont responsables de la diminution des échanges sur le plan quantitatif.

La présence **carbonates** peut également jouer un rôle dans la filtration des polluants. Les carbonates sont surtout sensibles aux variations de pH, de la pression partielle de CO_2 et de température. Lors d'une diminution de la pression partielle de CO_2 , les carbonates peuvent précipiter ou co-précipiter des métaux (FeCO_3 , CdCO_3 , MnCO_3). A l'inverse, une acidification du milieu va avoir pour effet de relarguer les métaux adsorbés ou co-précipiter suite à la dissolution des carbonates.

La matière organique a un fort pouvoir immobilisateur vis-à-vis des métaux (Calace et al. 2001). La majeure partie de la matière organique présente dans la rivière ne provient pas de l'aquifère qui alimente la rivière, mais plutôt du ruissellement, de la végétation avoisinant le cours d'eau (Battin, 1999). Le taux de matière organique est fonction principalement de la nature des sédiments et de l'étendue des zones ripariennes. Plus ces zones sont développées, moins la composition chimique des eaux de la rivière traduit la composition chimique des eaux de la nappe. Cependant la

matière organique peut être réduite par les microorganismes en condition réductrice et relarguer les métaux adsorbés.

- La nature et la quantité de phases porteuses dans les sédiments renseigne sur la capacité de rétention à l'interface nappe rivière. Selon la présence plus ou moins grande de ces groupes dans les sédiments et des affinités respectives des éléments traces avec ces particules, le phénomène de rétention sera plus ou moins important selon l'ETM considéré.
- Une étude de la composition des sédiments de la zone hyporhéique pourra donc fournir des indications sur les facultés de rétention de cette zone vis-à-vis des différents métaux.
- Afin d'évaluer la mobilité des éléments traces peu solubles, il faut prendre en compte d'une part l'affinité entre l'élément et les différentes particules et d'autre part la mobilité de ces dernières, en effet la mobilisation des éléments traces par voie colloïdale est possible si ces phases porteuses sont mobiles. Cette mobilité est favorisée lorsque les propriétés de filtration physique sont faibles (terrains grossiers).

Rôle des paramètres

Lorsque le pH ou Eh sont élevés, que l'épaisseur des berges est importante ou que celles-ci sont peu perméables, on peut s'attendre à une bonne rétention des métaux. A l'inverse pour les métaux de transition et métalloïdes (As), présents sous formes d'oxyanions, on voit leurs concentrations augmenter en phase aqueuse avec l'augmentation du pH ou du Eh.

Le taux d'échange entre nappe et rivière dépend grandement du **pH**. Mais chaque élément, selon ses caractéristiques chimiques, a un comportement spécifique :

Pour le manganèse, le taux de filtration passe de 9% à 22% avec l'augmentation du pH. Dans les sols acides, Cd, Ni, Cr, Zn sont plus mobiles (Kerstin, 2007). Une étude menée sur les sédiments du Lot (Bertin et al. 1991) a mis en valeur l'importance du pH dans la resolubilisation du zinc et du cadmium et la faible solubilisation du plomb (<3%). La solubilité du zinc est limitée pour des pH supérieurs à 6. Delmas-Gadras (2000) suggère que le suivi du pH est un bon outil pour estimer la mobilité du zinc. A l'inverse, en l'absence de sulfates, le chrome sous forme Cr(VI) est moins soluble lorsque le pH diminue et sa mobilité décroît par conséquent (Ford et al. 2007).

L'alternance des conditions aérobies et anaérobies a tendance à favoriser l'atténuation des polluants d'une manière générale. Mais cette alternance peut aussi mener à la synthèse d'autres polluants (CH₄, CO₂, N₂O, NH₄, phosphore, fer ou manganèse soluble).

Il apparaît, au vu des résultats d'une recherche menée sur les polders hollandais (Merz et al., 2005), qu'en situation de drainage de la nappe et d'alternance de phases sèches et en eau le fer est filtré beaucoup plus efficacement par la berge. 90% du fer en

solution dans le canal de drainage provient des zones restant en permanence sous eau alors que ces zones ne représentent que 35% de la longueur du canal. Il semble également que la présence de végétation aille dans le sens d'une augmentation de la rétention des polluants qui sont attirés vers la surface par phénomènes d'évapotranspiration (Choi et al., 2006).

On a vu précédemment que la mobilité des métaux peut aussi être augmentée avec la **présence d'agent complexant** dans les cours d'eau comme les chlorures ou certains composés organiques synthétiques (NTA ou EDTA). La remobilisation par EDTA concerne surtout les éléments liés à la fraction organique comme le cuivre et peu pour des éléments tels que Cr et Sb (Mueller, 2000).

La remobilisation par les chlorures paraît relativement faible d'après l'étude menée sur le Lot dans laquelle la mobilité du plomb, du zinc et du cadmium dans les sédiments ne dépendait peu de la concentration en chlorures (Bertin et al., 1992). Cependant on connaît des affinités privilégiées des chlorures avec certains cations. Ainsi, les chlorures en se complexant avec le cadmium augmentent sa solubilité (Lions et al., 2007). L'adsorption du chrome sur les oxy-hydroxydes de fer dépend à la fois du pH et de la quantité sur les sulfates en solution. En effet il y a un phénomène de complexation entre le chrome et les sulfates qui maintiennent la concentration en chrome dissous élevée. Pour le nickel la solubilité en fonction du pH dépend également des groupements avec lesquels le nickel est complexé en solution (Ford et al., 2007).

Les relations en le **gradient hydraulique** et le flux massique ne semblent donc pas toujours évidentes et soulignent la variabilité temporelle des phénomènes de drainage.

Fritz et al. (2007) indique qu'une corrélation ne peut pas être directement établie entre le gradient hydraulique et le flux d'uranium entre la nappe et la rivière. La part du relargage des sédiments peut être non négligeable dans les concentrations mesurées au sein des cours d'eau. C'est d'ailleurs là une des difficultés majeures de la mesure de la qualité des nappes souterraines à partir de la qualité des eaux de rivière.

La **mobilité des colloïdes** permet de favoriser le transfert de contaminants facilement sorbés via une mobilisation indirecte par les particules.

Il a été montré, au niveau du Rhin, que le flux de diffusion qui existe entre la rivière et la nappe alluviale pouvait contribuer à la contamination de l'eau souterraine en Zn et en Cd mais non en Cu (Van den Berg et al. 1998). Le cuivre est en effet complexé facilement par la matière organique et forme des complexes peu mobiles et relativement stables. L'argent, le mercure, le chrome sont aussi, d'une manière générale, relativement bien éliminés. Leur pourcentage d'élimination paraît généralement être supérieur à 50% (Normand, 2003). Benner et al. (1995) ont noté la filtration totale des éléments tels que le cadmium, cuivre et zinc.

La mobilité du plomb est d'ordinaire faible en raison de la faible solubilité des complexes avec lesquels il est associé, notamment la matière organique. Lors d'une

remise en suspension des sédiments de la rivière de l'Elbe il a en effet été constaté que le pourcentage net d'éléments traces libérés variait selon $Cd > Zn > Cu > Pb$.

Le plomb est très peu mobile en général, sauf dans des cas particuliers où la teneur en matière organique dissoute est très forte ou le pH faible (Ford et al., 2007). Si le plomb est lié à des groupements sulfures, il reste fortement lié même en cas de diminution importante du pH.

Ceci montre toute la difficulté de la détermination de la mobilité des métaux d'une manière générale. Les multiples paramètres intervenant peuvent être liés.

Lors d'une étude menée en Thaïlande (Cheevaporn et al., 1995), il est aussi apparu que le cuivre était le métal qui s'accumulait le plus dans les sédiments (70-91%) suivi du plomb (21-47%), du chrome (23-44%), du nickel (23-32%), du cadmium (10-13%), et du zinc (11-26%).

Définir un taux de rétention spécifique est complexe d'autant plus que la filtration des métaux est temporaire du fait de la réversibilité du mécanisme. Ainsi, le pouvoir de rétention inclue difficilement l'aspect temporel. Ainsi, certains auteurs ont relevés des variations de concentration dans la rivière selon des **cycles journaliers ou saisonniers**. Par exemple, les concentrations en métaux dissous dans les eaux de surface sont susceptibles d'être plus importantes de nuit que de jour (Gandy et al., 2007). Le pH et le taux d'oxygénation de l'eau varient au cours de la journée ou selon les saisons et modifient les propriétés de rétention des sédiments.

On peut relever une nette différence de comportement vis-à-vis de la majorité des autres métaux de la part **du fer et du manganèse**. Contrairement aux autres métaux ceux-ci sont particulièrement sensibles aux réactions d'oxydoréduction, ils précipitent en milieu oxydant sous formes d'oxydes et d'hydroxydes et ils sont d'autant plus présents en solution que le milieu est réduit. Le fer et le manganèse solubles se retrouvent dès lors principalement au niveau de l'aquifère et de l'interface, où le taux d'oxygénation de l'eau est plus faible, tandis qu'ils s'accumulent dans les sédiments en fond de cours d'eau. En milieu réducteur, la concentration en manganèse est contrôlée par la concentration en carbonates ($MnCO_3$). En milieu très oxydant, le manganèse se présente aussi sous la forme de Mn^{3+} ou Mn^{5+} , formes très peu solubles et donc peu mobiles (Gandy et al., 2007).

Le milieu réducteur et donc le **potentiel d'oxydo-réduction** a aussi une influence importante sur la mobilité de l'arsenic : la mobilité de celui-ci augmente avec le potentiel réducteur. Une diminution du potentiel Eh a pour conséquence non seulement la désorption de l'arsenic sur les groupements oxy-hydroxydes de fer mais en plus sa transformation sous forme As^{3+} , forme plus toxique que la forme As^{5+} .

Echange nappe-rivière

La mobilité des éléments métalliques dépend de leurs concentrations en solution et de leurs affinités avec les composés présents. Ce fractionnement des métaux dépend à la fois de l'état chimique du système, des différentes phases solides ou colloïdales

présentes (argiles, matières organiques, oxydes). Il est donc très délicat de déterminer des mobilités à partir de la seule mesure en quelques points des caractéristiques du milieu.

Il semble néanmoins que l'on puisse retenir que les concentrations en métaux dans les nappes sont normalement supérieures aux concentrations que l'on trouve au niveau de la rivière à condition que les apports du ruissellement de surface soient négligeables, qu'il n'y ait pas de pollution anthropique directe dans la rivière, ni de remise en suspension de sédiments pollués. Sommerville et al. (2007) met en évidence une différence de concentration entre la rivière et les eaux souterraines d'un ordre de grandeur pour le chrome, le cuivre, le nickel.

Le taux de filtration peut être considéré comme supérieur à 50% pour la majorité des métaux mis à part les métaux les plus solubles que sont l'antimoine, le bore, le strontium. Le cuivre et le plomb sont en général facilement sorbés tandis que le zinc et le cadmium ont un comportement intermédiaire (Darmendrail 1987).

L'atténuation traduit une accumulation continue par sorption ou par sédimentation, soit une accumulation provisoire jusqu'à la remise en suspension des sédiments lors d'une crue ou d'une inversion de sens des échanges (le plus probable). En effet les métaux, au contraire d'autres polluants ne se dégradent pas. Cela pose donc le problème de la **réversibilité** du mécanisme.

La zone hyporhéique, et d'une manière plus générale la nappe alluviale, contribuent donc fortement à la chimie des eaux de la rivière indépendamment de la contribution des aquifères voisins. Pour minimiser son influence il faudra donc se placer de telle sorte à ce que, non seulement les eaux de la rivière drainent l'aquifère (en période de basses eaux), mais aussi à ce que l'on soit suffisamment éloigné d'un épisode de remise en suspension des sédiments (crue ou inversion du sens du flux nappe-rivière) pour ne pas prendre en compte la libération des métaux par les sédiments.

Cas particuliers des eaux d'exhaure de mines

Gandy et al. (2007) suggèrent que la zone hyporhéique serait susceptible de jouer un rôle majeur dans la dispersion des métaux provenant de pollution minière diffuse vers les eaux de surface. Mayes et al. (2008) ont étudié une pollution diffuse liée à des effluents miniers concentrés en fer. Ils constatent une influence de l'hydrodynamique sur la qualité des eaux surface avec une contribution direct de 50 % des effluents miniers en période de basses eaux qui augmente à 98% en période de hautes eaux avec la remobilisation dans la colonne d'eau des sédiments ayant accumulés du fer d'origine naturelle ou lié à la pollution diffuse.

Malgré la complexité des mécanismes mis en jeu dans la zone hyporhéique tel que l'adsorption, la précipitation et les processus microbiologiques, Gandy et al. (2007) proposent un jeu de paramètres génériques permettant de définir si les conditions du milieu sont favorables à l'atténuation ou au relargage des métaux (Illustration 38).

En général, la zone hyporhéique marque l'interface entre les eaux de surface bien oxygénées avec un pH élevé et les eaux souterraines avec des pH plus faibles et moins oxygénées. L'augmentation des teneurs en oxygène stimule l'activité microbienne et augmente le taux d'oxydation du fer et du manganèse. Simultanément la précipitation des oxydes entraîne la co-précipitation ou l'adsorption des métaux (Zn, Cd, Cu, Pb, As). A l'inverse, la respiration microbienne et la dégradation de la matière organique entraîne la diminution de l'oxygène dissous dans le milieu. Ceci cause donc la dissolution réductive des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse et le relargage des métaux associés.

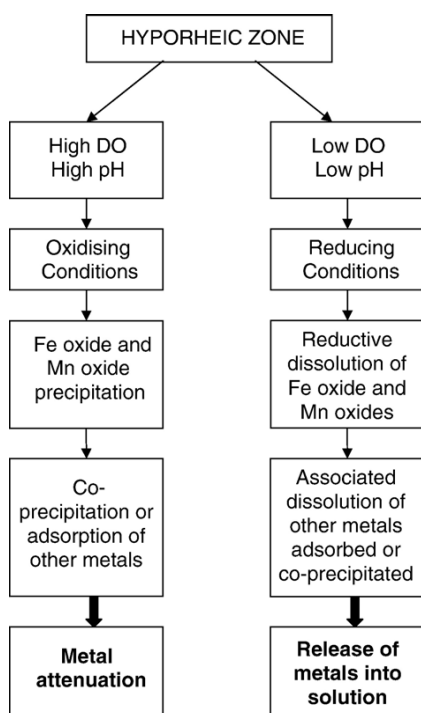


Illustration 38 - Conditions génériques Eh, pH pour l'atténuation ou le relargage des polluants issus des rejets de mines dans la zone hyporhéique (Gandy et al. 2007)

Pour les échanges dans le sens rivière vers nappe, il est apparu, lors d'une étude effectuée au niveau d'une rivière d'Arizona contaminée par des eaux issues d'anciennes mines, que les métaux sont filtrés par les berges entre 12 et 68%, soit notamment 22% pour le manganèse, 27% pour le nickel, 36% pour le zinc, 52% pour le cobalt (Gandy et al. 2007). La proportion de ces métaux dans la rivière était diminuée d'autant et ce sur une longueur de seulement 7 km. Bourg et Bertin (1993) ont mis en évidence la filtration du zinc sur 10-15 m après infiltration des eaux de surface au travers des berges.

Jonsson et al. (2003) ont mis en évidence une réduction de la concentration en chrome de l'ordre de 76 % sur une distance de 30 km, au sein de la rivière. Il a pour cela procédé à une injection ponctuelle de chrome. Le chrome est fixé par les sédiments au sein de la zone hyporhéique, mais ce phénomène est susceptible d'être réversible. En effet le chrome se désorbe graduellement et l'on observe des teneurs mesurables en chrome durant 5 mois. Pour cette étude, le temps de rétention moyen au sein des sédiments a été estimé à environ une semaine.

Si le taux d'atténuation des différents métaux au sein de la zone hyporhéique semble grand, ce n'est pas le cas pour les galeries de drainage de mines où l'absence de zone hyporhéique peut conduire à des concentrations de métaux en solution très élevées.

5.3.2. Les micro-organismes

Les microorganismes sont naturellement présents dans les rivières et les aquifères. La plupart des bactéries se fixent à des particules solides, à l'instar des métaux. Les bactéries sont généralement bien filtrées en zone non saturée et dans les milieux saturés peu perméables.

La rétention des microorganismes entre la nappe et la rivière est généralement relativement bonne. A titre d'exemple, la bactérie *E.Coli* est principalement retenue dans les premiers cm d'un sol (Guangming et al., 2007). La filtration des bactéries a, comme pour la plupart des polluants, surtout lieu à proximité de la rivière. Mais des microorganismes peuvent quand même transiter. Ainsi sur les bords du Rhin une charge de la rivière accrue en microorganismes comme *E. Coli*, ou des entérocoques se répercute assez rapidement au niveau des forages existants. La présence de microorganismes est largement associée à celle des colloïdes. Ainsi, le nombre de microparticules en suspension au niveau des forages est un marqueur de la diffusion des microorganismes. La mesure du taux de microorganismes dans la rivière ne semble pas pouvoir être corrélée au taux de microorganismes dans la nappe, d'autant plus que des microorganismes se développent naturellement dans la rivière (sans apports extérieurs nécessaires).

Par ailleurs, les microorganismes sont souvent attachés à des types de milieu particuliers. Ainsi, si la majorité des microorganismes tire son énergie de l'oxydation des composés organiques, il existe des microorganismes en milieu aérobie et anaérobie ou qui utilisent des particules inorganiques. Les conditions peuvent donc être favorables à un type de microorganismes dans un milieu particulier, comme au sein de l'aquifère, et leur être défavorables dans un contexte plus oxygéné en rivière. De manière générale, les aquifères sont d'autant plus riches en microorganismes qu'ils sont oxygénés (Ford et al., 2007).

On peut donc souvent considérer que les possibilités de filtration des microorganismes pathogènes seront surtout liées au temps de transfert (Gruenheid et al. 2005). Ainsi les systèmes de filtration d'eau au travers des rives sont développés aux Etats-Unis principalement pour éliminer les microorganismes pathogènes, les particules et les matières organiques en moindre proportion. Les temps de transit sont de l'ordre de quelques heures à quelques mois (Hiscock et al. 2002).

- Un temps de transfert important entre l'aquifère et la rivière peut aussi contribuer à faire chuter fortement le taux de bactéries en solution (Entry et Farmer, 2001). On souligne que les bactéries seront donc particulièrement peu filtrées à travers un massif karstique où les écoulements sont rapides.

5.3.3. Les nitrates

Contrairement aux métaux et aux microorganismes, dont la filtration dans le sens de la nappe vers l'aquifère a été relativement peu étudiée, de nombreux programmes d'études se sont portés sur les nitrates et les mécanismes de dénitrification dans la zone riparienne et dans la zone hyporhéique.

Les mécanismes d'atténuation

Deux phénomènes opposés peuvent se produire. En milieu oxygéné, par exemple au sein des rivières, on assiste à une nitrification. Tandis qu'en milieu faiblement oxygéné c'est le processus de dénitrification qui devient majoritaire. Ainsi, une eau provenant de la nappe peut subir une dénitrification au passage de la zone hyporhéique réductrice puis être ensuite nitrifiée au sein de la rivière fortement oxygénée (Jones, 1996).

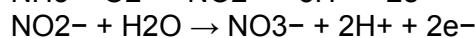
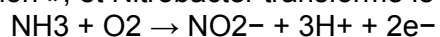
La **dénitrification** est un processus bactérien de respiration alternatif. Ce phénomène biologique s'opère généralement, mais pas exclusivement, dans le sol, sous l'action de bactéries spécifiques, satisfaisant leur besoin en oxygène en sol hypoxique ou anoxique, par une désoxygénation des nitrates. En effet, lorsque le milieu est pauvre en dioxygène, les bactéries manquent d'oxygène, nécessaire à leur survie, à leur développement et à la respiration cellulaire. C'est alors que des bactéries dites dénitrifiantes opèrent la dénitrification. Elles vont puiser dans les molécules de nitrates l'oxygène dont elles ont besoin. Elles vont ainsi réduire l'ion NO_3^- , facilement soluble dans la solution grâce aux liaisons hydrogènes qu'il établit avec les molécules d'eau et facilement absorbable par les végétaux; en ion nitrite NO_2^- , puis en monoxyde d'azote NO , puis en N_2O (oxyde nitreux) et enfin en diazote N_2 , exempt d'oxygène et naturellement présent dans l'atmosphère et qui va s'échapper par volatilisation. L'ion nitrite NO_2^- est en général assez instable et ne se retrouve guère dans les eaux naturelles. Le N_2 peut s'échapper du système en migrant dans l'atmosphère tandis que les autres composés restent en solution. Il arrive que les bactéries n'aillent pas jusqu'à la phase ultime de cette réaction, si le taux de dioxygène est suffisant pour satisfaire leur besoin.

La dénitrification nécessite généralement un milieu anaérobie (bien que la dénitrification bactérienne ait lieu en milieu légèrement aérobie), suffisamment de matière organique (donatrice d'électrons), une vitesse d'écoulement faible et un apport de nitrates pas trop abondant. Le taux limite d'oxygène dissous à partir duquel la dénitrification peut débuter semble être compris entre 0.2 et 2 mg/l (Focht et Chang, 1975 ; Nakajima et al., 1984 ; Trevor, 1985), mais il ne fait pas consensus et certains auteurs estiment que l'absence d'oxygène est nécessaire (Curie, 2006). Si le taux de matière organique est trop important on pourra assister à la formation d'ammonium qui n'était pas auparavant en solution.

L'**ammonification** est la production d'ammonium NH_4^+ ou d'ammoniac NH_3 du fait d'une activité biologique, à partir soit de matière organique en décomposition, soit par la réduction de nitrate. L'ammonium NH_4^+ , un des sous-produits de la dénitrification, apparaît lorsque les conditions sont favorables à une dénitrification et particulièrement réductrices (milieu anaérobie). Sa présence en rivière ne traduit pas forcément sa

présence dans la nappe. L'ammoniac peut provenir de la décomposition des acides aminés présents dans les sédiments. Cet ammoniac peut inversement conduire à la formation de nitrates en conditions favorables à la nitrification. Marzadri et al. (2007) ont mis en évidence que la dénitrification ou la nitrification des eaux des rivières pouvaient toutes deux avoir lieu lors du passage dans la zone hyporhéique. Un critère pour déterminer s'il y a ou non de la dénitrification pourrait être l'estimation du rapport de l'ammoniac sur les nitrates.

La **nitrification** est un processus, contrôlé par l'action de certains microorganismes spécifiques, qui conduit à la transformation de l'ammoniaque ou de l'ammonium en nitrate (Nitrosomonas transforme l'ammonium en nitrite en réalisant la « nitritation » ou « nitrosation », et Nitrobacter transforme le nitrite en nitrate par « nitratisation »).



Il semble d'une manière générale que si la nappe est fortement contaminée en NO_3^- le processus de dénitrification l'emporte. Tandis que dans un cas où la nappe est faiblement chargée, les processus de nitrification au sein de la rivière peuvent conduire à des teneurs qui seront plus importantes que dans l'aquifère. Des cycles du nitrates ont ainsi pu être mis en évidence avec la dénitrification des eaux issues de la rivière qui s'infiltrent dans la zone hyporhéique puis la nitrification des eaux dans la rivière oxygénée (Hinkle et al., 2001).

Dans certains cas, lorsque l'eau souterraine est faiblement chargée en nitrates, une partie des nitrates présents dans la zone hyporhéique est susceptible de provenir de la minéralisation de la matière organique (Riess et al., 2007).

Le cycle de l'azote dépend très majoritairement de l'activité des microorganismes du milieu. Si la teneur des sédiments en matière organique est supérieure à 1 à 2%, cela augmente fortement la vitesse de dénitrification.

L'azote sous forme de nitrate ou de nitrite est souvent éliminé à hauteur de 40 à 100% lors de sa traversée de la zone hyporhéique (Hinkle et al., 2001, Bridge, 2006). Dahl et al. (2007) ont classifié les différents types d'écoulement rejoignant les cours d'eau (Illustration 39) et ont établi des relations avec l'efficacité de la dénitrification.

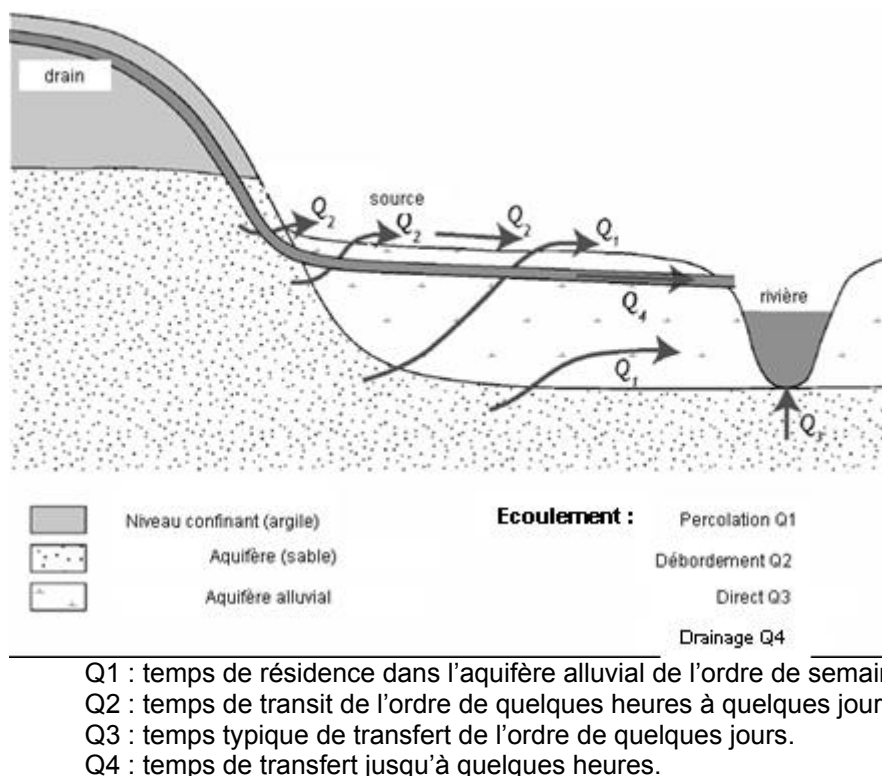


Illustration 39 - Cheminement des eaux entre un aquifère et la rivière adjacente ; source (Dahl et al., 2007)

Dahl et al. (2007) ont déterminé que la capacité de dénitrification des écoulements de type Q1 et Q3 (Illustration 39) est voisine de 100%, dans le cas où la teneur en matière organique de l'aquifère alluvial est supérieure à 3%, et diminue très brutalement jusqu'à 0%, pour des teneurs en matières organiques inférieures à 3%. Pour les écoulements de type Q3, la dénitrification intervient uniquement, lorsqu'il existe des sédiments riches en matière organique i.e. si la rivière ne repose pas directement sur le substratum aquifère. La dénitrification au sein de Q2 est en moyenne de 50% tandis qu'elle est presque nulle pour les écoulements de type Q4 (écoulement rapide par drain).

Rôle des paramètres

Le **pH** est susceptible d'influencer la dénitrification : pour des pH inférieurs à 6 la dénitrification relargue davantage de N_2O voire de NH_4^+ alors que pour des pH supérieurs la dénitrification est totale et le produit formé est essentiellement du N_2 (Curie, 2006).

Si la teneur des sédiments en **matière organique** est supérieure à 1 à 2%, cela augmente fortement la vitesse de dénitrification. Cependant les diverses bactéries qui sont susceptibles de participer à la dénitrification ont des exigences différentes et les valeurs optimales des paramètres pouvant influencer les réactions sont variables

(Curie, 2006). Il est intéressant de remarquer dans les faits que lorsque dans la rivière la concentration en nitrates d'origine naturelle est importante, la concentration en matière organique l'est généralement aussi, ce qui favorise les processus de dénitrification. Au contraire, lorsque la quantité de nitrates est faible en liaison avec un faible taux de matière organique le processus de nitrification sera encouragé (Jones, 1996).

Le cycle de l'azote dépend très majoritairement de l'activité des microorganismes du milieu et donc la dénitrification sera d'autant plus importante que la **température** est élevée. On observe fréquemment des concentrations en nitrates plus basses en été. Globalement, les taux de dénitrification sont multipliés par un facteur 2 ou 3 lorsque la température augmente de 10°C (dans les plages de température courantes). Ce phénomène est accentué par la consommation de nitrates par les plantes qui est maximale au printemps et au début de l'été. Curie (2006).

Lorsque les conditions sont favorables et les eaux de surface non contaminées par des eaux de ruissellement riches en nitrates alors les concentrations en nitrates au sein de l'aquifère alimentant la rivière en période d'étiage seront donc normalement supérieures à celles mesurées dans la rivière suite aux processus de dénitrification agissant à la fois dans la rivière et au sein de la zone hyporhéique.

Les nitrates peuvent aussi être sorbés mais, contrairement aux métaux, la sorption reste faible et elle est masquée par l'importance de la biodégradation. Des études ont mis en évidence un taux de sorption qui pouvait tout de même s'élever à 34% (Kowalenko et al., 1995).

Pinay et al. (2000) a montré qu'il pouvait y avoir un lien direct entre la nature des terrains et l'intensité des processus de dénitrification. L'étude a mise en évidence que les sols qui présentaient une proportion de limon ou d'argiles inférieure à 65% ne semblaient pas induire de processus de dénitrification notables. Au-delà de cette proportion, l'importance de la dénitrification était fonction croissante de cette **quantité d'argiles et de limon**. En effet la proportion de carbone dans ces types de sols fins est plus grande et la perméabilité est réduite. Il semble qu'il soit possible de prédire l'importance de la dénitrification en fonction de la taille des particules qui constituent les sédiments. Toutefois il s'agit d'un cas où la dénitrification est le processus dominant.

- La teneur en nitrates de la rivière sera donc en moyenne peu représentative de la teneur en nitrates dans les eaux de la nappe sauf dans des cas où l'interface est peu développée (résurgences karstiques,...). L'élimination des nitrates au niveau de l'interface rivière-aquifère varie usuellement entre 40 et 100% dans le cas d'une contamination des nappes et elle est d'autant meilleur que les zones humides riveraines sont développées avec la présence de biofilm, d'une quantité importante de matière organique et d'une faible perméabilité des sédiments.
- Des nitrates peuvent aussi se former naturellement dans la rivière ou par minéralisation de la matière organique dans la partie supérieure des sédiments

et ce processus peut jouer un rôle important si la concentration dans la nappe est faible. Dans ce cas, le taux de nitrates dans la rivière peut être supérieur au taux de nitrates dans la nappe.

- En conclusion, il est difficile de donner une estimation précise de la teneur en nitrates dans la nappe à partir de la teneur dans la rivière compte-tenu de la complexité des phénomènes mis en jeu et de l'hétérogénéité des systèmes.

Echange nappe-rivière

Des études menées sur les rivières qui se jettent dans la baie Chesapeake ont identifié une proportion des teneurs en nitrates de provenance souterraine correspondant de 26 à 100% dans les rivières (Young et al., 2002). La pollution des rivières par les substances azotées ne semble en fait pas toujours être due majoritairement aux écoulements souterrains mais également aux ruissellements. De plus, l'apport souterrain provient parfois d'un mélange d'apport des parties profondes de l'aquifère à faibles teneurs en nitrates (le milieu étant réduit) et des parties peu profondes riches en nitrates (par lixiviation des sols).

Il faut cependant relever qu'il peut y avoir un apport direct de nitrates à la nappe au travers de la lixiviation des sols qui peut être important. Ainsi, au niveau d'un aquifère alluvial aux Etats-Unis, le taux de nitrates mesuré dans les eaux de l'aquifère alluvial était plus important que celui mesuré dans les eaux d'irrigation (Boehlke et al., 2007).

Le programme de recherche PIREN Seine concernant la problématique de l'azote sur le bassin du Grand Morin (1200 km²) a pour objectif de simuler⁵ la qualité de l'eau des différents compartiments d'un bassin versant: sols, aquifères, cours d'eau (Flipo, 2005). La confrontation des concentrations de nitrate simulées en rivière avec des observations à haute fréquence sur la période 1991-1996 a permis l'estimation des capacités dénitrifiantes du système. On estime sur la période 1991-1996, que les nitrates infiltrés à la base de la zone racinaire (4 000 tN.an⁻¹) sont exportés vers l'aval par le réseau hydrographique (41 %), stockés dans les aquifères (39%) et éliminés par dénitrification (20 %) dans les zones humides, les nappes alluviales, la zone hyporhéique, et par les processus benthiques en rivière.

5.3.4. Produits phytosanitaires

Type des phytosanitaires

Les produits phytosanitaires réunissent l'ensemble des substances chimiques ou biologiques qui sont utilisées pour lutter contre les parasites d'origine animale ou

⁵ Il a été construit à partir des modèles STICS, NEWSAM et ProSe.

végétale des cultures. En agriculture, ils servent à garantir la croissance des cultures et assurent l'innocuité et la qualité des productions. Ils sont souvent connus sous le vocable de pesticides, néologisme provenant de l'anglais "pest" signifiant ravageur et du suffixe d'origine latine "-cide" voulant dire tuer. Ce sont des molécules de provenances très diverses. Il y a d'abord les substances minérales comme le soufre et le sulfate de cuivre, ensuite les molécules organiques naturelles comme la nicotine et la pyrèthrine. Enfin, la catégorie de loin la plus importante, les molécules organiques de synthèse qui sont très largement utilisées.

Le terme phytosanitaire a deux acceptions qu'il faut bien distinguer. Les produits phytosanitaires qui sont des noms de marques commerciales et les matières (ou substances) phytosanitaires qui sont des molécules chimiques. Dans ce dernier cas, la désignation matière active peut aussi être utilisée. Par exemple, le "Round up" est un produit déposé par l'entreprise Monsanto, il contient la matière active "glyphosate" à 360g par litre. Dans ce rapport, le terme phytosanitaire fera référence aux matières actives.

Source de contaminations

Généralement deux sources de contaminations sont différenciées. D'un côté, il y a les pollutions ponctuelles (liées à des événements localisés), de l'autre la pollution diffuse (présente sur des surfaces importantes et sur des longues durées). Les pollutions ponctuelles sont dues à des accidents d'utilisation ou à des opérations répétitives dans des surfaces réduites. Cela implique les écoulements provenant des cours de ferme, des rinçages et nettoyages des cuves de pulvérisateurs ou encore de débordements lors du remplissage du pulvérisateur. Des études tendent à prouver que la majorité de contamination totale pouvaient être imputés aux pollutions ponctuelles (Masson et al., 1999). La pollution diffuse survient après l'application de phytosanitaires sur de grandes surfaces à des doses faibles (quelque centaines de gramme à l'hectare) dans le cadre de la protection des végétaux. Cela entraîne des contaminations à des concentrations plus faibles que celles mesurées après des pollutions ponctuelles. Bien que les quantités mises en jeu soient relativement limitées, les surfaces d'utilisation sont telles qu'il arrive que certaines substances rejoignent des ressources en eau, rendant parfois l'eau impropre à la consommation selon les critères légaux en vigueur (concentration $>0.1\mu\text{g}$ de pesticide / litre d'eau).

Mode de transferts des substances phytosanitaires

Lorsqu'un traitement phytosanitaire est réalisé, un certain nombre de mécanismes physiques, chimiques et biologiques vont influencer le devenir de la substance active.

- La dérive, le drainage, le ruissèlement, sont des transferts physiques qui influencent directement les eaux de surface
- la percolation qui influence les eaux souterraines
- la volatilisation qui influence l'atmosphère
- la dégradation (photodégradation, biodégradation et dégradation abiotique) est un facteur d'atténuation

La volatilisation

Dès l'application, il y a une possibilité que la substance épandue par une bouillie liquide passe à l'état gazeux dans l'atmosphère. Cette transformation est appelée volatilisation. La volatilisation peut avoir lieu durant le traitement, puis lorsque le produit phytosanitaire a atteint les plantes, le sol ou l'eau (volatilisation de post-application). La volatilisation dépend des propriétés physico-chimiques du pesticide (solubilité dans l'eau, constante de Henry). Les conditions du milieu jouent également un rôle déterminant : les atmosphères chaudes et sèches ayant tendance à augmenter les pertes par volatilisation (Briand, 2002). Ce mode de transfert a un impact sur les plans d'eau en cas de dépôts atmosphériques. La distance entre le lieu d'application et le lieu de dépôt peut être très importante (Briand et al, 2002; Briand, 2003)

La dérive

Lors de l'application, un phénomène de **dérive** peut aussi être mis en jeu. La dérive est le transfert de pesticides dans l'atmosphère par entraînement par le vent lors du traitement. Ces pertes sont estimées de 1 à 30 % des quantités de produits appliqués. Lors du traitement, les gouttelettes dispersées par les pulvérisateurs peuvent être trop légères pour se déposer. Ces gouttelettes peuvent donc rester dans l'air et former un aérosol ou se fixer sur des particules solides en suspension dans l'air. Ce phénomène est influencé par le mode de traitement (type de pulvérisateurs, type de buse). Les conditions météorologiques (vent, humidité, température, pluviométrie) sont aussi des critères influençant la dérive. Ce mode de transfert a un impact important sur la contamination des eaux de surfaces à proximité du lieu d'application.

La percolation

Une fois, le produit au sol, il peut être dissous dans la solution du sol et entraîné par l'eau de pluie ou d'arrosage. L'infiltration de l'eau dans un sol non saturé est provoquée par la gravité et la succion exercée par la matrice du sol. Cela correspond à la pénétration naturelle de l'eau dans les différents horizons du sol. La capacité d'infiltration d'un sol dépend de ses propriétés physiques, de son état de surface, de sa teneur en eau, de la nature et de la densité du couvert végétal, de l'intensité de la pluie et de la température. L'infiltration ne se fait généralement pas de manière uniforme et dépend beaucoup du type de sol.

Les produits phytosanitaires ne sont pas entraînés directement par l'eau lorsqu'ils sont dans le sol, ils sont retenus par un certain nombre de forces chimiques et physiques. Le terme de percolation sert à différencier le comportement des phytosanitaires de celui de l'eau auquel est associée l'infiltration. L'ensemble des forces de rétention est résumé par le terme de sorption. En effet, ces phénomènes mis en jeu entre le sol et les pesticides en solution vont des réactions d'adsorption réversible jusqu'à la formation de liaisons fortes qui immobilisent de façon presque définitive le composé (Barriuso E et al., 2008; Mamy et al., 2007). Pour les pesticides organiques, trois forces de rétention sont particulièrement importantes.

Premièrement, les forces de nature physique associées aux interactions entre les molécules de soluté et d'absorbant polarisées sous forme de dipôles (liaisons du type Van der Waals).

Deuxièmement, les forces de nature électrostatique dans le cas des molécules ionisées. Ces forces apparaissent entre les charges ponctuelles du sol et des molécules des pesticides. Elles sont dépendantes du pH de la solution du sol (Kah et al, 2007).

Troisièmement, les forces de nature chimique qui mettent en œuvre des groupements chimiques spécifiques entre le sol et les pesticides. Ces dernières sont très stables mais nécessitent des énergies d'activation élevées.

Pour la plupart des molécules phytosanitaires, la matière organique est la phase où l'adsorption est la plus importante. Cela est dû à la grande diversité de liaisons qu'offre la matière organique. Des études ont montré que les différents constituants de la matière organiques présentent des pouvoirs absorbants très distincts, la lignine par exemple peut absorber dix fois plus que la cellulose (Gaillardon R. et al, 1983).

En fonction de tous ces paramètres et des caractéristiques physico-chimiques des substances, le transfert peut être plus ou moins rapide et la profondeur atteinte est plus ou moins importante. Ce mode de transfert a un impact important sur la contamination des nappes sous le lieu d'application.

Le ruissellement

En cas de refus d'infiltration, il se produit du ruissellement de surface qui peut entraîner les produits phytosanitaires. Le ruissellement commence par l'écoulement de l'eau dans les micro-dépressions du sol, puis il se concentre selon des lignes d'écoulements préférentielles telles que les fortes pentes ou les traces de roues de tracteurs. Enfin, le ruissellement converge vers les dépressions naturelles que sont les rivières. Il est difficile de donner des règles générales en ce qui concerne les pertes par ruissellement car elles sont influencées par de nombreux facteurs dont l'intensité de la pluie et le type de sol. Dans le cas du ruissellement, les produits phytosanitaires peuvent soit être transportés par la phase aqueuse soit être transportés sur des particules solides qui sont entraînées par le mouvement d'eau. Le mode de transport privilégié dépend des caractéristiques du produit et plus particulièrement de sa solubilité dans l'eau et de son affinité pour les particules solides (phénomène d'adsorption) (Klöppel et al, 1994 ; Dorobisz N, 2000). Ce mode de transfert a un impact important sur la contamination des eaux de surface à proximité du lieu d'application.

Le drainage (artificiel)

A ces modes de circulation de l'eau, il faut ajouter les réseaux de drainage artificiel destinés à évacuer rapidement l'eau des parcelles agricoles en présence de sols hydromorphes saturés. La matière active subit une certaine atténuation du à son passage par le sol, mais l'essentiel de la contamination est entraîné vers les eaux de surface.

La dégradation

Contrairement à d'autres éléments comme les métaux, les concentrations en produits phytosanitaires peuvent s'atténuer par le fait de dégradations naturelles. Avant que les phytosanitaires n'atteignent le sol, les rayons solaires peuvent découper les molécules des pesticides, Ce processus est appelé **photodégradation**.

Dans le sol, la vie microbienne est la plus importante source d'atténuation des substances chimiques, c'est le phénomène de **biodégradation**. Elle correspond à la perte des propriétés physiques de la matière active dans le sol résultant d'une activité cellulaire ou enzymatique d'un microorganisme. Certains microorganismes peuvent se servir des produits phytosanitaires comme source d'énergie, la dégradation est alors métabolique. Tout ce qui a une action sur la vie microbienne aura une action sur la biodégradation comme le pH du sol, l'hygrométrie et la température (Boesten J.J.T.I., 2000; Kah et al., 2007). La dégradation varie donc au cours de l'année. Ainsi une période douce et humide a tendance à favoriser l'activité microbienne et de ce fait la dégradation. A l'inverse les périodes trop sèches ou trop froides ralentissent le processus. Des études montrent que ce n'est pas la masse microbienne dans son ensemble qui est importante dans la dégradation d'une molécule mais une partie de celle-ci nommée la masse microbienne dégradante. La disponibilité du sol en nutriments est aussi importante car elle permet de conserver une microfaune et une microflore active.

Echanges nappe-rivière

Les échanges d'eau entre une nappe alluviale et une rivière peuvent s'opérer dans les deux sens en fonction des sens d'écoulements. Néanmoins, puisque la plupart des molécules phytosanitaires ont une affinité avec le sol et se dégradent dans celui-ci, les transferts entre la nappe et la rivière ne sont ni immédiats, ni conservatifs. Les études sur le transferts des pesticides dans les berges sont difficiles à cause des techniques d'analyses (Amalric et al., 2003).

Les premières mises en évidence de transferts de phytosanitaire entre la nappe et la rivière ont pu être faites en utilisant les propriétés d'un herbicide assez persistant utilisé à des doses relativement élevées pour le traitement du maïs (l'atrazine). D'abord utilisé comme simple traceur (Duncan et al., 1991), le ratio entre la concentration de l'herbicide avec certains de ses produits de dégradation a été utilisé pour discriminer les transferts d'eau rapide (ruissellement) des transferts lents (les échanges nappe-rivière) (Peteira et Hosteller, 1993; Thurman et al., 1992). Ces études sont parties du principe que l'augmentation de la concentration en herbicide était liée à des transferts rapides (ruissèlement, dérivation) entre la parcelle et la rivière et que les augmentations de concentration en produits de dégradation étaient causées par les apports issues de la nappe. L'augmentation de la charge en herbicide était assez bien corrélée aux dates d'utilisation du produit (juin) tandis que l'augmentation de la charge en produit de dégradation survenait en période de basses eaux. D'autres études ont imputé les fortes concentrations en produits de dégradation dans les rivières à des échanges depuis la nappe (Kolpin et al., 2001; Huntscha et al., 2008)

Des échanges de substances phytosanitaires ont pu être observés dans les deux sens que ce soit de la nappe vers la rivière ou l'inverse, en fonction du gradient hydraulique. L'échange peut varier au cours de l'année en cas d'inversion de gradient (Normand, 2003) et géographiquement si le gradient varie avec la topographie (Angier et al., 2002).

Les échanges de la nappe vers la rivière ont été mesurés en hautes eaux (Wang et Squillace, 1994) mais aussi au début de la période d'étiage. A cette période, la nappe peut même devenir le plus important contributeur de l'augmentation des concentrations en phytosanitaires dans la rivière en période d'étiage lorsque les affluents contribuent peu (Squillace et al., 1993). En période de basses eaux, la contribution (en $\mu\text{g}/\text{jour}/\text{m}^2$) de la rivière peut être de trois à cinq fois plus importante que celle d'une parcelle agricole (Squillace et al., 1996).

Plusieurs études montrent l'importance que peuvent avoir les berges qui par leur spécificité physique, peuvent jouer le rôle de collecteur en stockant des phytosanitaires en périodes de hautes eaux et les relarguent ensuite lentement en périodes de basses eaux, selon un cycle qui n'est pas nécessairement annuel (Wang et Squillace, 1994; Squillace et al., 1996). Le taux de rétention des phytosanitaires dans ces sédiments est différent de celui dans les sols puisque les taux de matière organiques et les masses bactériennes sont différentes. La composition des sédiments a donc un impact (Rice et al, 2004).

5.3.5. Les autres molécules organiques

Les produits organiques chlorés, les hydrocarbures sont issus des activités humaines et semblent être de bons marqueurs de la qualité de la nappe au niveau de la rivière. Toutefois, et contrairement aux métaux qui ne peuvent être détruits, la masse des composés organiques peut être réduite par atténuation naturelle.

Composés organiques chlorés

Parmi l'ensemble des mécanismes contrôlant l'atténuation naturelle des **solvants chlorés**, la dégradation de ces substances par les microorganismes présents dans l'environnement est le phénomène prépondérant (Wiedemeier et al., 1999). Les solvants chlorés ne sont dégradés que dans des domaines spécifiques de potentiels d'oxydoréduction principalement dans les zones fortement réductrices où interviennent les réactions de déhalogenation (Denys, 2004). Le chloroforme ou trichlorométhane se dégradent également en condition très réductrices (Ghodeif et Fritz., 2007). En conditions aérobies, il est apparu que le chlorure de Vinyl (VC) est capable d'être dégradé et en moindre mesure le dichloroéthène (DCE). Les composés les moins chlorés sont susceptibles d'être dégradés en condition aérobie (Denys, 2004).

L'alternance des conditions aérobies et anaérobies semble cependant faciliter la dégradation des molécules organiques chlorés (Smith, 2005). Cela peut être du au fait que les molécules initialement les plus chlorées se dégradent préférentiellement en conditions réductrices pour former des molécules moins chlorées qui elles se dégradent plus rapidement en conditions aérobies.

Suite à la dégradation des produits organiques chlorés, lorsque la dégradation est incomplète il est possible de mesurer en sortie du système la présence de produits de dégradations intermédiaires. Ces produits peuvent parfois être plus toxiques que le produit initial (Krupka et al., 2001).

La sorption affecte aussi les molécules organiques chlorées mais dans une moindre mesure que pour les métaux. Le taux de matière organique doit être important (>20 mg/l), les taux de nitrates et de sulfates doivent être de préférence faibles pour éviter tout **effet de compétition** avec la déchloration.

Ellis et al. (2007) ont montré que les **composés organiques volatiles chlorés**⁶ issus des activités humaines sont très peu filtrés dans les sols et par les sédiments berges. Ainsi, ces polluants ont un fort pouvoir de dispersion et les eaux souterraines contaminées peuvent être responsables de la contamination du débit de base des cours d'eau. En effet l'atténuation naturelle de ces composés par dechloration réductive peut intervenir dans la zone hyporhéique mais uniquement dans des cas très spécifiques pour lesquels les sédiments sont peu perméables et anaérobies i.e. riche en matières organiques.

Conant et al. (2004) a étudié le transfert de perchloroéthylène (PCE) d'une nappe polluée vers un cours d'eau. L'étude a montré que la zone hyporhéique modifie fortement la distribution, la concentration et la composition du panache de PCE caractérisé dans les eaux souterraines. Les concentrations en solution varient d'un facteur 100 à 5000 sur quelques mètres. Outre l'hétérogénéité des sédiments, notamment en termes de perméabilité, causant la dispersion du panache, il est souligné le rôle majeur de la biodégradation anaérobique qui intervient dans les premiers mètres de la partie supérieure des sédiments. La dégradation est confirmée par la présence de sous-produits formés lors de la dégradation du PCE. Par ailleurs, les fortes teneurs en PCE dans les sédiments causent un relargage des composés vers le cours d'eau sur une dizaine à une centaines d'années du fait des facteurs de retard et des faibles vitesses d'écoulement dans la zone hyporhéique. Malgré tout, les teneurs dans les eaux de surface sont faibles du fait de la dilution rapide par l'écoulement de la rivière. Le risque environnemental majeur est donc pour les sédiments et les organismes de la zone hyporhéique.

Les hydrocarbures

Les **hydrocarbures** ont des comportements différents dans l'environnement. On peut néanmoins établir des tendances en fonction du nombre d'atomes de carbone et du nombre de cycles. De façon générale, plus le nombre d'atomes de carbone de la molécule hydrocarbonée est important plus la solubilité, la volatilité et la biodégradabilité sont faibles; au contraire, l'adsorption sera importante pour une

⁶ Les **composés organiques volatils** (COV) sont des gaz et des vapeurs qui contiennent du carbone, comme les vapeurs d'essence et les solvants (sauf le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone, le méthane et les chlorofluorocarbures).

molécule présentant un grand nombre d'atomes de carbone (Brgm, 2004). A l'inverse des composés chlorés, les hydrocarbures se dispersent peu dans l'environnement, des sols aux cours d'eau via les aquifères du fait des processus d'atténuation naturelle (Shepherd et al. 2006).

L'atténuation naturelle des hydrocarbures pétroliers se traduit principalement par leur biodégradation dans les sols et eaux souterraines. La biodégradation est l'un des mécanismes majeurs d'atténuation naturelle puisqu'elle permet la perte en masse des contaminants de façon significative en conditions favorables. Elle est initiée par des microorganismes naturellement présents dans le milieu dès qu'une pollution par des hydrocarbures apparaît (Brgm, 2004).

Les hydrocarbures peuvent être oxydés par les microorganismes dans des conditions aérobies ou anaérobies. Les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène) sont assez facilement dégradés en CO₂ par les microorganismes en conditions aérobies (Krupka et al., 2001).

Spence et al. (2001) ont montré lors de l'étude d'une nappe de pollution au phénol que celui-ci est dégradé lorsque sa concentration dans l'aquifère n'est pas trop importante, la dégradation ne peut avoir lieu que pour une concentration inférieure à 2000 mg/l. A l'inverse, les propriétés bactéricides du phénol empêchent l'activité bactérienne de dégrader ce produit.

Les polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POPs) sont des molécules complexes définies par quatre propriétés : leur toxicité, leur persistance dans l'environnement, leur bioaccumulation, le transport sur de longue distance. Les polluants organiques persistants comprennent des produits chimiques industriels comme les PCB (polychlorobiphényles, composés aromatiques organochlorés) et les HCB (hexachlorobenzène), les HAP, des pesticides (présentés ci-dessus) comme le DDT, le chlordane et le toxaphène, ainsi que des contaminants et des sous-produits comme les dioxines et les furannes.

Les dioxines et les furannes atteignent les eaux douces suite aux dépôts atmosphériques, lors de l'érosion des sols ou suite à des rejets anthropiques. En raison de leur caractère hydrophobe, ces molécules se retrouvent essentiellement sur les particules en suspension et dans les sédiments ou associées à la matière organique dissoute. Les concentrations de dioxines et les furannes dissous dans les eaux de surface et souterraines sont très faibles. Les eaux de surface perdent leur charge en dioxines par sédimentation des particules (le sédiment est considéré comme le milieu où les dioxines peuvent être définitivement emprisonnées), par volatilisation (processus limité par les faibles concentrations de dioxines dissoutes) ou par photodégradation, un processus dont l'efficacité diminue lorsque la profondeur augmente.

A l'exception de certains composés légers qui se volatilisent au-dessus de l'eau ou des sols, les HAP sont relativement non volatils et peu solubles dans l'eau. Dans l'air, dans

le sol et dans l'eau, les HAP sont le plus souvent absorbés par les matières particulaires sur lesquelles ils sont transportés et ils peuvent se dégrader lentement. Puisque la dégradation est très lente dans les sédiments, ce milieu est la source principale d'absorption des HAP.

Les PCB sont relativement insolubles dans l'eau et leur solubilité décroît avec l'augmentation du nombre d'atomes de chlore. Les PCB sont fortement adsorbés sur les sédiments et sur les particules en suspension dans l'eau. Les molécules les plus chlorées de certains PCB, comme l'Aroclor 1254 sont susceptibles de subir une réduction par des microorganismes anaérobies présents dans les sédiments aquatiques, conduisant à une perte d'atomes de chlore (Ineris, 2005).

Dans l'eau, l'hexachlorobenzène (HCB) se lie aux sédiments et aux particules en suspension. Dans le sol, il reste fortement lié à la matière solide, en particulier si la teneur en matière organique est élevée. En conséquence, il n'est généralement pas lixivié vers les eaux souterraines.

Composés pharmaceutiques

Peu d'études concernent les **composés pharmaceutiques**, alors que leur présence est croissante dans les eaux et que ces composés ne sont pas éliminés par les traitements classiques des eaux usées.

A l'heure actuelle leur comportement dans l'environnement est mal connu. Comme les autres composés organiques, leur stabilité est fonction des conditions d'oxydoréduction. Massmann et al (2007) ont étudié la filtration de certains composés pharmaceutiques (phenazone et dérivés) par les berges. L'étude montre que selon les composés considérés, ils peuvent être éliminés de manière efficace dans des conditions oxiques et être persistants dans des conditions anoxiques tandis que d'autres composés ne sont éliminés ni en conditions oxiques ni en conditions anoxiques. Hiscock et al. (2002) citent également la difficulté à éliminer des composés pharmaceutiques au cours de la filtration dans les sols. Par ailleurs, Massman et al. (2007) démontrent une influence saisonnière sur la biodégradation effective des composés en conditions oxiques. De manière surprenante celle-ci est plus efficace durant l'hiver alors que les températures sont basses, mais les teneurs en oxygène dans la colonne d'eau sont plus élevée, d'une moins dans la partie supérieure. De plus l'élimination de la phenazone est plus efficace dans un milieu oxique de type sableux que dans un sédiment non perturbé anoxique.

5.3.6. Récapitulatif sur les mécanismes d'atténuation pour les principaux groupes de polluants (d'après Smith, 2005)

		Mécanisme d'atténuation sans dégradation ¹					mécanisme d'atténuation avec dégradation ²				
Type de contaminant	exemple	méthylation	Précipitation ³ et échange ionique	Sorption ⁴	Volatilisation ⁵	dégradation aérobie ⁶	dégradation anaérobie ⁷	Déhalogénéation	Fermentation	Co-metabolism	Oxydation/Réduction
Solvant chlorés ^{8,9} > 3 Cl < 3 Cl	PCE, TCE, TCA, TCM DCM, VC, DCE			x x	x x	x? xx	x x	xx x	 x ¹⁰	x x	 x
Hydrocarbures	BTEX			x	x	xx	x			x	
éthers	MTBE, TAME, EBTE				x	xx				x	
Métaux et métalloïdes (cations)	Hg, Cd, Zn, Pb, Ni, Sr, Co	x ¹¹	xx	xx							
Métaux et métalloïdes (anions)	CrO4, AsO4, AsO3			xx							
Anions	PO4, BO3		xx	xx							
Produits azotés	NH3, NH4+		xx	xx		x					
Cyanide	CN			xx		x					x
Nitrates	NO3						x		x		xx
HAP	naphtalène			xx		x	x			x?	
créosote	phenols				x	xx	xx		x	x?	
Pesticides	voir notes ¹²			x		x	x	x?		x?	

xx = importance principale ; x = importance secondaire ; ? = des doutes existent concernant le processus
NB. La dispersion et la diffusion s'appliquent à tous les contaminants et ont de ce fait été exclus

1. La sorption et des réactions d'oxydo-réduction sont les mécanismes dominants qui réduisent la mobilité, la toxicité ou la biodisponibilité des contaminants inorganiques. Les réactions de précipitation et l'absorption dans la matrice solide d'un sol (via l'occlusion, le piégeage dans la structure du sol) sont généralement stables, tandis que l'adsorption de surface sont plus réversibles. Les concentrations de contaminants, le pH, le potentiel redox et la spéciation chimique peuvent relarguer un polluant auparavant stables.

2. Contrairement aux métaux, qui ne peuvent être dégradé, la masse de composés organiques et inorganiques (comme l'ammoniaque) peut être réduite via des réactions (bio)chimiques qui comprennent l'hydrolyse (réaction avec l'eau, les acides et bases), la photolyse (réaction avec la lumière du soleil ou avec des réactifs radicaux produits par l'énergie lumineuse), la biodégradation (réaction avec des enzymes ou d'autres composés biogènes) et l'oxydation (réaction avec l'oxygène) et des réactions d'élimination par réduction.

En général, les taux des processus abiotiques sont lents par rapport à ceux engendrés par les organismes vivants, une exception notable étant la ventilation du 1,1,1-TCA. La dégradation biologique est le processus dominant pour contrôler le sort et le transport de nombreux contaminants organiques. Grâce à une série de réactions d'oxydo réduction, les contaminants dissous tels que trichlorométhane sont transformés en sous-produits inoffensifs tels que le dioxyde de carbone, du chlorure, le méthane et l'eau. Toutefois, des intermédiaires peuvent être générés, qui sont plus toxiques et plus mobiles que les composés initiaux.

Dégradation transitoire se produit par les mécanismes suivants:

- La dégradation aérobie - la transformation et / ou l'élimination d'un composé organique par des micro-organismes en présence d'oxygène. Cela est souvent la réaction la plus favorisée thermodynamiquement, offrant la plus grande énergie au micro-organisme.
 - La dégradation anaérobie - la transformation et / ou l'élimination d'un composé organique par des micro-organismes en l'absence d'oxygène. Les composés autres que l'oxygène jouent le rôle d'accepteur d'électrons, par exemple les nitrates, le manganèse IV, le fer III, les sulfates et le dioxyde de carbone.
 - Halorespiration - les contaminants font office d'accepteur d'électrons et l'hydrogène provenant de la fermentation des composés organiques joue le rôle de donneur d'électrons.
 - Fermentation – les réactions d'oxydation et de réduction entraînent le transfert d'électrons entre les composés organiques.
 - Co-métabolisme - une enzyme ou un cofacteur produit par un micro-organisme dégrade fortuitement un contaminant organique. Par exemple, la déchloration réductrice est un processus courant de dégradation des composés hautement chlorés aliphatiques tels que le PCE et de TCE.
3. Par exemple, les précipitations sous forme de sulfures faiblement solubles et des carbonates.
 4. Par exemple, l'adsorption sur des hydroxydes de fer, des carbonates et des argiles.
 5. Principalement dans la zone non saturée.
 6. La dégradation aérobie : l'oxygène joue comme accepteur d'électrons.
 7. La dégradation anaérobie : la dénitrification, la réduction du Fe (III), la réduction des sulfates, la méthanogénèse (ie. dans l'ordre NO₃, Fe et Mn, SO₄ et le CO₂ - en partie dépendante du pH) et les solvants chlorés agissent comme accepteurs d'électrons. VC et DCM sont les seuls exemples connus de solvants chlorés, qui subissent une dégradation anaérobie comme donneurs d'électrons.
 8. PCE = tétrachloroéthylène, le TCE = trichloroéthène, TCA = 1,1,1-trichloroéthane, TCM = trichlorométhane, DCM = dichlorométhane, VC = chlorure de vinyle, le DCE = dichloroéthylène.
 9. Les solvants fortement chlorés ne se dégradent pas en aérobiose.
 10. DCM est sensible à la dégradation par fermentation.
 11. Le mercure peut subir la méthylation et la volatilisation subséquente.
 12. Les Chlorés (lindane), organophosphorés (malathion, diazinon), pyrétroïdes (cyperméthrine), triazines (simazine), phényl urée (isoproturon, le diuron), phenoxyacid (mécoprop), cationiques (paraquat).

5.4. RELATION ENTRE LA QUALITE D'UNE NAPPE ET CELLE D'UN COURS D'EAU

Les mesures sur la qualité des eaux d'un cours d'eau en un point renseignent sur la composition moyenne des aquifères drainés par la partie amont de la rivière. Aussi pour évaluer la qualité de l'eau des différents aquifères, il faut pouvoir disposer de nombreuses mesures, tant de débit que de compositions chimiques.

Ensuite, les interprétations de ces mesures ne sont pas forcément évidentes : les faibles contributions se diluent dans la masse. Il est donc nécessaire de disposer de données suffisantes sur une période suffisamment longue afin de discriminer les différentes contributions et notamment en période d'étiage. Néanmoins des renseignements globaux peuvent être tirés de l'étude chimique et de l'utilisation de différents outils disponibles.

5.4.1. Principales caractéristiques des cours d'eau et des aquifères affectant les échanges

La filtration des composés organiques et inorganiques au sein de la zone hyporhéique est contrôlée par la composition et la structure des sédiments de colmatage. Ainsi, il est possible de relier les types de cours d'eau, la nature des bassins versants à leurs propriétés de filtration.

Par exemple, des **rivières de moyenne à haute énergie** ne permettent pas la mise en place de conditions favorables aux mécanismes de filtration car ces régimes limitent la sédimentation de sédiments fins au sein desquels la perméabilité est faible et les conditions anaérobiques i.e. favorables aux mécanismes de sorption ou de dégradation.

L'étude réalisée par Sena et al. (2007) met en évidence une filtration importante, à la fois des nitrates et des métaux (à l'exception du fer), entre les aquifères pollués et la rivière qui est alimentée. Ceci s'explique par la présence de conditions de pH élevés, neutre à alcalin, et un régime hydrologique lent qui favorise la sédimentation d'argiles et de matières organiques. Le potentiel d'oxydoréduction mesuré est faible ce qui favorise la précipitation des métaux et la dénitrification.

Une nette corrélation a pu être observée entre la **nature géologique des aquifères** des bassins versants et la signature chimique des eaux de rivière à l'étiage. En Dordogne, la qualité des nappes est apparue en corrélation avec l'encaissant géologique (Bichot et al., 1994). Et il a été noté que l'évolution des nappes alluviales allait dans le même sens que l'évolution des nappes adjacentes. Pour les eaux en Corse, Frissant et al. (2008) distinguent les eaux appartenant aux deux grands ensembles géologiques granitique et schisteux et les mélanges d'eau entre aquifères.

L'influence des saisons est soulignée par Grosbois (1998). Les concentrations en éléments majeurs comme le sodium, le potassium, le magnésium, le calcium sont plus

importantes en période estivale, ce qui caractérise un apport souterrain plus important pendant cette période. Néanmoins, les concentrations des bicarbonates et des ions calcium peuvent varier au sein des rivières en fonction de la saison en fonction de la température, du pH, des teneurs en oxygène (Gourcy et al., 2007).

	Paramètres	Effets
Paramètres géologiques	Nature des roches encaissantes	La présence de roches de nature différente va influencer sur le pH, la composition chimique des eaux ainsi que la composition minéralogique des sédiments.
	Composition du colmatage	La présence dans les sédiments de matières organiques, de carbonates, d'argiles influence la fixation des éléments qui ont des affinités avec ces phases. La matière organique contrôle également activité des microorganismes et contribue au potentiel d'oxydoréduction du milieu.
Paramètres hydrogéologiques	Perméabilité de l'aquifère	Plus la perméabilité est faible, plus les temps de transfert seront long et la filtration meilleure au sein de l'aquifère. Une faible perméabilité contribue à limiter les échanges avec les eaux de surface.
	Perméabilité et épaisseur du colmatage	Plus la perméabilité est faible, plus les temps de transfert à l'interface sont longs améliorant les performances de la filtration en général, notamment pour les substances biodégradées.
	Nombre d'aquifères d'alimentation	Plus le nombre d'aquifères drainés par le cours d'eau est important, plus il est difficile de déterminer le fond chimique des eaux de chacun des aquifères.
	Captivité de l'aquifère	La minéralisation de la rivière est plus proche de celle de l'aquifère libre que de l'aquifère captif (milieu assez réducteur et peu oxygéné).
Paramètres hydrologiques	La pluie et la signature chimique	Les précipitations contribuent à la signature chimique des eaux de surface.
	L'évaporation	Plus l'évaporation est importante, plus les éléments en solution sont susceptibles d'être concentrés au sein de la rivière.
	Hautes eaux/Basses eaux	La composition des eaux de la rivière ne pourra se rapprocher de celle des eaux de la nappe qu'en période d'alimentation de la rivière par la nappe, c'est-à-dire généralement en basses eaux et suffisamment loin de la période d'inversion du gradient hydraulique.
Paramètres biologiques	La température	Plus la température est élevée plus les microorganismes sont actifs et la filtration efficace.
	Les microorganismes	Le taux d'activité et la nature des organismes présents contrôle directement les processus de biodégradation. La présence de toxiques peut limiter cette activité.
	La lumière	La lumière permet la photosynthèse ce qui peut par exemple diminuer la quantité des nitrates ou de matières organiques dans les rivières.
	La végétation et la présence de zones humides sur les rives	Plus les zones humides riveraines et la ripysilve sont développées plus la filtration des polluants est efficace. Les processus de

	dénitrification sont importants au sein des zones humides.
L'oxygénation et les nitrates	Plus l'oxygénation des eaux est grande, plus l'activité microbienne l'est également. Le potentiel d'oxydoréduction est fonction croissante de l'oxygénation. La présence des nitrates, se substituant à l'oxygène, favorise également l'activité microbienne.

5.4.2. Composition chimique des eaux de surfaces - Réactions dans la rivière

Au sein de la rivière plusieurs réactions peuvent intervenir et modifier la composition chimique des eaux provenant de la nappe.

S'il n'y a pas de sédiments entre l'eau et l'encaissant géologique, des interactions peuvent avoir lieu directement par solubilisation des minéraux des roches dans le lit de la rivière. Ainsi les formations géologiques ont un impact direct sur la composition chimique des eaux de surface dans des cas où il n'y a pas de colmatage du lit et que les apports de la nappe souterraine sont faibles.

Par ailleurs, certaines substances stables en solution au sein de l'aquifère, ne le sont plus dans des conditions de surface. Par exemple, la calcite peut précipiter dans la rivière suite à l'augmentation de pH liée au dégazage de CO₂ (création de tuf possible,...). La précipitation de la calcite peut aussi être sujette aux variations saisonnières de la température.

Une autre réaction importante qui intervient est celle liée à la photosynthèse. Le développement du plancton végétal en présence de lumière permet la consommation d'une partie du gaz carbonique dissous, des nitrates et des phosphates. La photosynthèse plus importante en période estivale permet d'observer des cycles saisonniers avec des teneurs en nitrates nulles l'été et présente des pics en hiver. Grosbois (1998) note que les mois caractérisés par un pic de densité algale (mai, juillet et septembre-octobre) correspondent à une baisse en bicarbonates et en calcium. Des cycles journaliers ont également pu être mis en évidence comme au niveau du Lot (Bertin et al., 1992). En effet la photosynthèse en contrôlant la teneur en CO₂ dissous des eaux de la rivière induit des variations de pH qui ont un effet direct sur la solubilité de la calcite et des métaux par exemple.

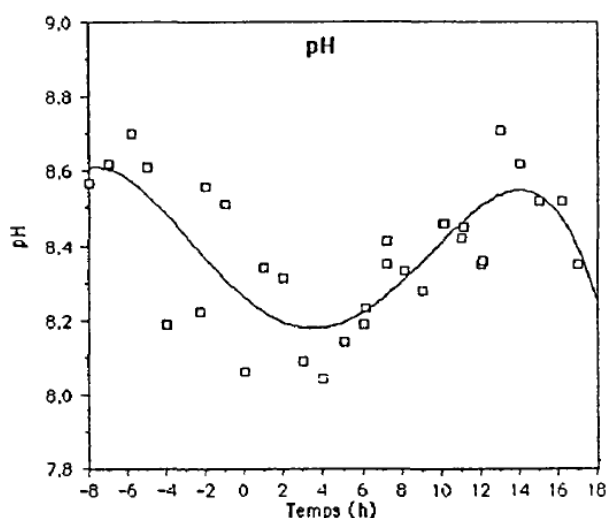


Illustration 40 - Variation journalière de pH de la rivière du Lot (Bertin et al., 1991)

Finalement, certains auteurs notent l'hétérogénéité de concentrations mesurées au sein même de la rivière. Ainsi les concentrations mesurées dans le Riou Mort en zinc, plomb et cadmium sont variables selon le lieu de la mesure (Bertin et al., 1992). Cela peut s'expliquer par une sédimentation des particules en suspension transportant les métaux. Cette sédimentation est fonction du débit de la rivière et le nombre de particules en suspension n'est pas le même selon que la rivière s'écoule lentement ou rapidement (Mougin et al., 2003). Ainsi, il a été remarqué que pour certains métaux préférentiellement transportés par les particules en suspension, voient leurs concentrations diminuer d'autant plus que l'on s'éloigne de la source de pollution et que le débit est faible. Par ailleurs, la sédimentation du plomb suit à peu près les variations saisonnières de la sédimentation des particules de tailles inférieures à 63 μm (Walling et al., 2003). En effet, la sédimentation peut se faire préférentiellement en période estivale i.e. en période de basses eaux.

Les différences de concentration, que l'on peut mesurer dans une même section de rivière, ont été testées par Grobois (1998) au niveau de la Loire. Il est apparu que mis à part le phosphore les variations de concentrations entre les différents niveaux de mesures étaient inférieures à 5%, c'est-à-dire à l'ordre de grandeur des imprécisions de mesure. En conclusion, si l'on peut noter une variabilité des concentrations en éléments chimiques dissous le long du cours d'une rivière dans certains cas, la composition des cours d'eau semble néanmoins assez homogène sur une faible distance.

La rivière peut aussi être enrichie par l'évaporation. Les concentrations des minéraux en solution ont alors tendance à augmenter. Koritnig (1972, in Negrel et al. 2001) cite le cas d'un lac d'Autriche où la concentration des eaux en fluor a été multipliée par 3 par rapport à celle des eaux l'alimentant. Une évaporation importante peut aussi avoir des conséquences sur l'évolution des concentrations des différentes substances dissoutes entre les aquifères et la rivière alimentée (Amalric et al., 2002). De faibles différences observées sur la composition chimique des eaux de surface et souterraines

peuvent s'expliquer par l'évaporation que subit l'eau de la rivière ou à l'inverse par la dilution avec l'eau de ruissellement en période de hautes eaux, par les précipitations (Petelet et al., 2007).

5.4.3. Cas des aquifères de socle et karstiques

Une particularité des zones de socle est la très faible étendue des nappes alluviales et le pH plutôt acide des eaux souterraines, ce qui a pour conséquence une moindre filtration des polluants et des métaux en particulier. Les eaux drainant les granites et les grès ont en effet souvent des pH plus faibles. Alors que les eaux des contextes carbonatés ont des pH plus élevés. Par ailleurs, le pH est également d'autant plus faible que le temps de transit dans le sol l'est et en général lorsque la nappe est peu profonde.

Un temps de transit court limite les mécanismes d'atténuation par conséquent la filtration est d'autant moins bonne que l'on est en présence d'un aquifère à porosité de fracture, de type karstique, ou socle fissuré. Par ailleurs, des temps de transit favorisent l'oxygénation du milieu par un renouvellement rapide des eaux ce qui permet le maintien de conditions oxiques. En milieu karstique, on observe un net rapprochement de la composition des eaux souterraines vis-à-vis des eaux de rivière.

En Bretagne, dans le cadre du projet SILURES, la contribution des eaux souterraines au débit et à la qualité des eaux de surfaces a été quantifiée. Il est apparu que dans les zones de socle, la mesure de la qualité des eaux au niveau des rivières pouvait être plus représentative de l'état général des nappes que des mesures effectuées au niveau des sources ou de certains forages. En effet ces mesures ponctuelles ne renseignent sur l'état de la nappe que sur une faible surface (généralement quelques km²) et ce souvent sur une seule couche de l'aquifère. Cependant pour des composés, comme les nitrates, pour lesquels les concentrations dans les eaux souterraines sont variables selon le confinement des nappes, il est difficile d'évaluer les composantes souterraines à l'échelle d'un bassin.

5.4.4. Hétérogénéité des compositions chimiques des systèmes

La similitude de composition entre la nappe alluviale et la rivière ne se retrouve pas toujours. Ainsi, la Loire semble contribuer faiblement à l'alimentation de la nappe alluviale (Gourcy et al., 2007) et la composition chimique de la Loire peut différer nettement de celle de la nappe, notamment en période de hautes eaux. Il a aussi été mis en évidence par Negrel et al. (2002) que la participation de la nappe alluviale aux écoulements du fleuve est assez inhomogène. Le fond géochimique de la Loire ressemble beaucoup à celui de la partie supérieure de la nappe alluviale mais peu à celui de la partie inférieure.

Diverses études (Amraoui et al., 2002 ; Negrel et al., 2001 ; Negrel et al., 2002 ; Darmendrail, 1987) mettent en évidence l'hétérogénéité hydrogéochimique de certains aquifères. Par exemple, une grande variabilité des concentrations en nitrates au niveau de la nappe alluviale avec des zones de circulations préférentielles (Negrel et al.,

2001). Certaines parties de la nappe sont très minéralisées, à cause de la présence locale de milieux évaporitiques, et la répartition latérale des concentrations ne répond pas à des lois simples (Negrel et al., 2002). Par ailleurs les nappes elles-mêmes peuvent être captives dans certaines parties et libres dans d'autres. Ces différences de captivité entraînent également des différences hydrochimiques au sein de l'aquifère (Blum et al., 2002).

En conclusion, il apparaît difficile, à part pour les zones de socle, de dire dans quelle configuration hydrogéologique un suivi de la qualité des eaux de surface peut fournir une bonne image de la qualité de la nappe associée. La réponse à cette question nécessite une pré-étude locale permettant de comparer des données chimiques d'eau de surface et des données d'eau souterraine, d'estimer la part d'alimentation du cours d'eau par la nappe en particulier en période de hautes eaux et de basses eaux.

6. Impact des eaux souterraines sur les écosystèmes de surface

Les eaux souterraines jouent un rôle plus ou moins important dans l'alimentation des milieux aquatiques superficiels (cours d'eau, plans d'eau, zones humides), en particulier en période d'étiage. Elles contribuent souvent à maintenir en bon état les ressources en eau de surface et les zones humides. A ce titre, la directive cadre sur l'eau exige que l'état des masses d'eau souterraines, tant sur le plan quantitatif que qualitatif, n'impacte pas de manière importante la qualité écologique des eaux de surface et des écosystèmes terrestres qui en dépendent.

La encore, le but n'est pas de couvrir l'ensemble des travaux sur les relations entre eaux souterraines et écosystèmes de surface mais plutôt de considérer l'impact des unes sur les autres, en particulier lorsqu'on modifie ces relations par l'exploitation des eaux souterraines.

6.1. IMPACT DE L'EXPLOITATION DES EAUX SOUTERRAINES SUR LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

6.1.1. La qualité biologique des cours d'eau

Les éléments ci-dessous ont été repris du site internet de la DREAL Pays-de-Loire et du document publié en 2000 par le RNDE.

L'ensemble des organismes vivants peuplant un milieu aquatique est l'expression synthétique des facteurs écologiques qui conditionnent le milieu. L'analyse de la composition faunistique permet donc une évaluation de l'état de ce milieu, toute perturbation provoquant des modifications plus ou moins marquées des communautés vivantes qu'il héberge.

L'utilisation de variables biologiques s'est ainsi progressivement imposée comme moyen d'apprécier la qualité des eaux et des systèmes aquatiques, car elles présentent un certain nombre d'avantages et de complémentarités par rapport aux variables physico-chimiques. En raison du caractère intégrateur des organismes étudiés, elles permettent de diagnostiquer une pollution de l'eau ou une dégradation globale de l'habitat sans préjuger des causes de ces altérations. Elles visent à caractériser les perturbations par leurs effets et non par leurs causes.

La qualité biologique des cours d'eau peut être déterminée en fonction de plusieurs indices :

- Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)
- Indice Biologique Diatomées (IBD)
- Indice Poissons

- Indice Oligochètes (vers aquatiques)
- Indice Macrophytes (ensemble de végétaux aquatiques visibles à l'œil nu)

L'IBGN est le plus couramment employé. Il permet l'évaluation de la qualité de l'eau (matières organiques essentiellement) et des habitats des cours d'eau de petite et moyenne dimension. L'IBGN est une note de 0 à 20 attribuée au niveau d'une station de mesure après étude du peuplement d'invertébrés vivant sur le fond du cours d'eau (faune benthique). La valeur de l'indice dépend de la qualité du milieu physique et de la qualité de l'eau.

Cet indice, normalisé en 2004 (IBGN AFNOR), n'est pas compatible avec les exigences de la DCE pour caractériser l'état écologique du milieu et un nouvel indice est en cours de développement par le Cemagref.

6.1.2. Impact de la variation du débit et du sens des échanges sur les écosystèmes aquatiques

Le débit moyen des écoulements au sein des rivières est un des paramètres importants qui régit la diversité et la densité de la biomasse. En général, une diminution du débit va de pair avec une diminution de la qualité écologique du milieu. C'est pendant les périodes d'étiage par exemple que les écosystèmes sont le plus sensibles aux phénomènes d'eutrophisation car les conditions de faible débit coïncident avec les périodes de croissance des algues et autres plantes aquatiques.

La fréquence des phénomènes de crue et la différence de hauteur d'eau entre les périodes de hautes et basses eaux s'avèrent également être des paramètres importants pour l'établissement de la faune benthique. Ces paramètres influencent à la fois la diversité taxonomique et la densité des populations de chaque taxon. La biomasse des plantes aquatiques semble en général corrélée négativement à la fréquence et à l'importance des crues tandis que la biomasse de la microfaune benthique est, elle, corrélée positivement à ces deux paramètres (jusqu'à un certain point toutefois). Cette densité et diversité de la biomasse (comprenant les invertébrés plus les plantes aquatiques) est généralement corrélée négativement au débit moyen de la rivière.

Une synthèse bibliographique réalisée par le Cemagref pour le ministère en charge de l'écologie sur l'impact des sécheresses vis-à-vis des communautés végétales et animales des cours d'eau (Souchon et al., 1996) aboutit aux conclusions suivantes :

- Les peuplements en place sont adaptés aux conditions d'étiage lorsque celui-ci fait partir du cycle hydrologique « habituel » ; différents mécanismes liés aux stratégies vitales des biocénoses leur permettent soit de résister à des conditions extrêmes, soit de recouvrer rapidement des niveaux de population du même ordre de grandeur qu'avant l'évènement. Le temps de récupération est souvent inférieur à un an pour les macroinvertébrés benthiques et de un à trois ans pour les poissons
- L'existence d'étiages et leur sévérité relative dépend de nombreux paramètres naturels : hydrologie, morphologie, et position dans le gradient amont/aval,

provision de refuges. L'appartenance des cours d'eau à une région écologique est un bon critère à tester qui renseigne sur leur susceptibilité à priori.

- L'artificialisation des cours d'eau, de plus en plus fréquente, augmente les nuisances vis-à-vis des écosystèmes

Le lien avec les eaux souterraines réside essentiellement dans la contribution des eaux souterraines au débit du cours d'eau (régime hydrologique) et à un degré moindre à ses caractéristiques physico-chimiques résumées ci-dessous :

Température	La température des eaux souterraines est plus stable que celle des eaux de surface. La température a une action directe sur l'oxygénation des eaux et joue un rôle particulièrement important pour la croissance et le développement des œufs.
Oxygénation	En général, plus l'oxygénation des eaux est forte, plus le milieu est favorable à la vie aquatique. Les eaux souterraines sont souvent peu oxygénées mais une diminution du débit de la rivière induit une diminution de l'oxygénation.
Taux de matière organique (nitrates, phosphates)	Les eaux de surfaces sont souvent plus riches en matière organique, phosphatée ou azotée que les eaux souterraines, toutefois l'aquifère peut également apporter à la rivière les éléments nutritifs dont cette dernière a besoin. Un excès de matière organique provoque une eutrophisation des eaux, ce qui est néfaste à la faune de la rivière.
Surface disponible par espèce	Cette surface dépend des paramètres décrits ci-dessus mais également du débit de la rivière. Des effets seuils peuvent exister : en dessous ou au dessus d'un certain débit le milieu propice à une espèce donnée disparaît. Les paramètres sont la vitesse d'écoulement, la profondeur des eaux,...

Cette contribution peut être très importante en période d'étiage mais variable d'une année à l'autre en fonction de l'état de la nappe. Après plusieurs années déficitaires en terme de recharge, le débit fourni par la nappe au cours d'eau en période d'étiage (niveau piézométrique basses eaux) sera moindre que si les années ont été excédentaires (niveau piézométrique hautes eaux) (Illustration 41). Par ailleurs à situation hydrologique équivalente, la présence de pompages en nappe à proximité du cours d'eau va diminuer la part de débit d'eau souterraine alimentant le cours d'eau (cf. 4.1.3)

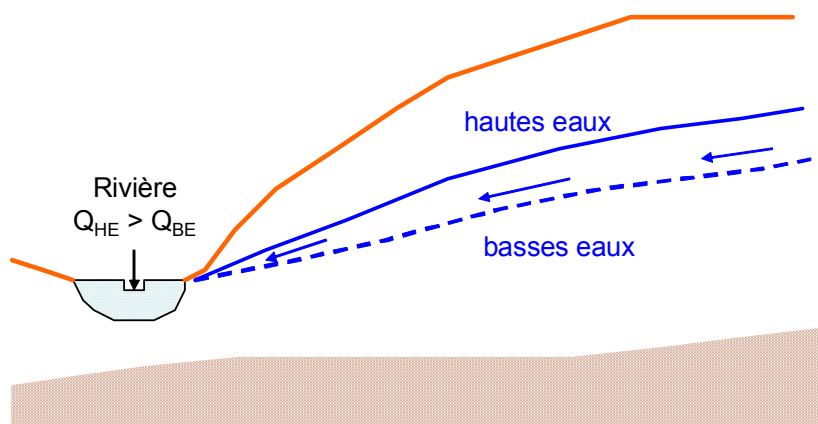


Illustration 41 – Alimentation du cours d'eau en situation de hautes eaux et de basses eaux

Il existe un certain nombre de paramètres clés pour la survie de l'écosystème, dont les valeurs peuvent être différentes au sein de la nappe et dans les eaux de ruissellement, et qu'un pompage dans la nappe est susceptible de perturber.

Il reste très difficile d'établir des généralités sur l'impact d'un forage dans la nappe sur la qualité biologique du cours d'eau adjacent. Les paramètres susceptibles d'être directement modifiés sont : le débit de la rivière, le sens des échanges avec la nappe, la proportion de la contribution des eaux souterraines et des eaux de ruissellement au débit de la rivière. Ceci va naturellement avoir une influence sur les principaux paramètres décrits ci-dessus. Du fait de la complexité des interactions entre eau souterraine et eau de surface, il n'existe pas de règle simple pour quantifier l'effet d'un pompage en nappe sur un cours d'eau où une zone humide ainsi que le délai entre le prélèvement et l'impact hydrologique. Même si les pompages peuvent fortement impacter l'écosystème, il faut également tenir compte de phénomènes de sécheresse, de la sédimentation, du changement climatique, de la gestion du site et de beaucoup d'autres facteurs susceptibles de dégrader partiellement ou totalement l'écosystème.

Le risque de dégradation de l'écosystème doit être évalué à partir du bilan hydroécologique sur l'ensemble de l'année. La sécheresse par exemple est un événement hydrologique à ne pas considérer isolément mais dans l'ensemble des cycles annuels et interannuels et un des éléments déterminant d'un bilan hydroécologique concerne l'existence ou non dans le cycle hydrologique d'épisodes hydrologiques redynamisant l'hydrosystème (ex. crues d'automne ou d'hiver) (Souchon et al., 1996). Le rôle des eaux souterraines dans la régulation du cycle hydrologique et par voie de conséquence dans celle du cycle hydrobiologique prend là toute son importance.

6.1.3. Méthodes d'évaluation des débits réservés des cours d'eau

Le terme « débit réservé » fait référence à un niveau de protection souhaité pour le cours d'eau sans pour autant définir précisément cette protection.

Dans l'article de Caissie et al. (1998), le débit minimum biologique est assimilé au débit réservé. Ce dernier est évalué en essayant d'estimer les besoins d'habitat pour des espèces de poissons cibles. Il existe différentes approches d'établissement du débit réservé, notamment l'approche hydrologique (basée sur des données hydrométriques) et l'approche hydrobiologique (basée sur une modélisation de l'habitat du poisson).

Pour Souchon et al. (1998), ces méthodes ne peuvent être appliquées qu'après avoir définis les objectifs de protection souhaités pour le cours d'eau. On peut ainsi avoir des objectifs purement quantitatifs faisant plutôt appel à des critères physiques en termes de ressource quantitative, d'auto-entretien du lit de la rivière, voire de réhabilitation du

caractère même du cours d'eau ou des objectifs plus qualitatifs en termes généraux de protection de l'environnement aquatique ou en termes plus sectoriels d'entretien de la ripisylve, de protection de l'habitat d'espèces patrimoniales à haute valeur symbolique ou encore de l'ensemble des peuplements aquatiques. Trois approches sont proposées, hydrologiques, de géométrie hydraulique et habitat.

Une synthèse sur les régimes réservés pour les cours d'eau réalisée en 2006 (Rebillard, 2006) propose 4 types de méthodes (Illustration 42) :

- Les méthodes hydrologiques
- Les méthodes hydrauliques
- Les méthodes de type microhabitats
- Les méthodes holistiques

Après avoir présenté 3 méthodes innovantes (IFIM, BBM, RVA), l'auteur insiste également sur les difficultés de mise en œuvre, difficultés liées aux méthodes, mais aussi aux conflits d'intérêt entre usages de la ressource et protection du milieu.

Méthodes	Données nécessaires	Avantages	Inconvénients
hydrologiques (se subdivisent en 3 catégories ⁷)	Chroniques de débit du cours d'eau	Facilité d'application Disponibilité des données	Ne prend pas en compte la qualité de l'eau Le choix des valeurs seuils des différents paramètres retenus reste assez arbitraire
hydrauliques	Séries hydrologiques	Disponibilité des	Ne prend pas en compte

⁷ (i) celles qui expriment le débit réservé en pourcentage du module interannuel du cours d'eau ou des modules saisonniers (ii) celles qui s'appuient sur les courbes des débits classés associant à chaque débit le pourcentage de temps au cours duquel il est dépassé (iii) celles qui prennent en compte la variabilité hydrologique à partir de facteurs multiples

	du cours d'eau Grandeurs hydrauliques : vitesse, hauteur d'eau, largeur mouillée	données	la qualité de l'eau Relations entre paramètres hydrologiques et écologiques peu explicites
de type microhabitats	Très nombreuses, dépend de la complexité que l'on veut donner au modèle. Il est nécessaire d'établir la courbe de préférence des espèces en fonction des différents paramètres retenus	Fournit des résultats directs en termes d'habitats disponibles par espèces	Ne prend pas en compte la qualité de l'eau Ne fournit des résultats que sur les quelques espèces que l'on a définies comme représentatives du système Les tronçons retenus pour l'étude doivent être représentatifs Coûteuse et valable à des échelles locales
Holistique	L'hydrogramme du cours d'eau Visites d'experts sur le terrain nécessaires (données plus qualitatives que quantitatives)	Assez simple à établir Peu coûteuse Approche globale ne privilégiant pas d'espèces cibles particulières	Ne prend pas en compte la qualité de l'eau dire d'expert seuls quelques tronçons de la rivière sont étudiés

Illustration 42 – Méthodes d'évaluation des débits nécessaires à la préservation d'un écosystème (d'après Rebillard, 2006)

Les méthodes actuellement utilisées, de type microhabitat, permettent une estimation de la qualité écologique du milieu par rapport à certaines espèces en fonction de grandeurs physiques caractéristiques de leur habitat ((vitesse du courant, hauteur d'eau, nature du substrat, couverture végétale, ...). Une telle approche pourrait être couplée aux modèles de prévision du débit des rivières intégrant les eaux souterraines.

La méthode hydrologique souvent utilisée en France, aisée à mettre en œuvre, mais moins fiable, consiste à exprimer un débit minimal seuil en fonction du module interannuel. Cette méthode se base sur l'hypothèse que le rapport du débit sur le module du débit interannuel est représentatif de la qualité écologique de la rivière. Une

valeur de 10% est d'ordinaire retenue comme la valeur du rapport en dessous duquel il ne faut pas descendre. Là encore un lien pourrait être, et à même déjà été fait, entre l'importance des pompages dans la nappe et le positionnement du débit de la rivière par rapport à ce débit minimum. Cette méthode ne doit cependant être appliquée qu'en l'absence d'étude d'impact de type microhabitat.

L'instauration de régimes réservés, pour les rivières, est problématique à cause de la difficulté de mise en œuvre des diverses méthodes et de la pertinence des choix effectués. La plupart de ces méthodes n'ont pas subi de validation sur le long terme.

6.1.4. Gestion de la ressource en eau et de la biodiversité

Les travaux sur les échanges nappe-rivière de la Zone Atelier Bassin du Rhône ont permis d'évaluer les conséquences de ces échanges en termes de gestion de la ressource en eau et de la biodiversité des organismes vivant dans le fleuve, les zones humides associées et les nappes qui alimentent sa plaine alluviale. Les éléments ci-dessous sont repris du rapport de phase 2 (Bornette et al., 2008).

Ces échanges entre fleuve et nappe peuvent avoir des conséquences quantitatives et qualitatives importantes pour les eaux de surface des chenaux actifs, particulièrement en étiage estival où ces eaux souterraines contribuent au maintien du débit et au tamponnage thermique des eaux de surface. Les apports souterrains contribuent en particulier au maintien d'une faune d'eau froide (psychrophile) dans les chenaux peu profonds du fleuve.

Les apports d'eau souterraine peuvent aussi avoir une importance essentielle sur le maintien et l'évolution des zones humides associées au fleuve. En effet, une part importante de ces zones humides est alimentée par des eaux souterraines (apports diffus ou sous la forme de sources verticales bien localisées). Ces apports assurent l'existence même de ces zones humides, qui sans eux connaîtraient des assèchements estivaux prolongés, voir disparaîtraient complètement en cas de baisse trop importante des niveaux piézométriques. La survie à long terme de ces systèmes dépendants des apports en eau souterraine (appelés dans les textes communautaires GDE pour "Groundwater dependent ecosystems") exige donc une gestion quantitative stricte des prélèvements dans les nappes, en particulier des prélèvements pour irrigation, qui interviennent souvent à des périodes de l'année où le niveau piézométrique est le plus bas.

Les apports souterrains contribuent aussi à tamponner thermiquement ces systèmes. Ils participent donc au maintien d'une flore et d'une faune préférant les eaux fraîches, ayant généralement une forte valeur patrimoniale. A l'intérieur des sédiments, ces apports souterrains limitent la désoxygénation des sédiments et l'accumulation d'ammonium phytotoxique. Ils permettent ainsi le maintien d'espèces végétales particulières, sensibles à l'anoxie racinaire, et d'une faune interstitielle particulièrement diversifiée dans les sources verticales. Ces organismes possèdent eux-aussi une valeur patrimoniale non négligeable.

Enfin, ces arrivées d'eau souterraines (eau souvent peu chargée en nutriments) ont aussi pour conséquence le maintien de l'oligotrophie de ces zones humides. Certains invertébrés et plantes aquatiques étant connus pour disparaître dès les premiers signes d'enrichissement des eaux en nutriments.

6.1.5. Bilan

Une diminution du débit de la rivière, suite à l'installation de pompages à proximité, est globalement néfaste pour les écosystèmes présents dans le cours d'eau. L'impact d'une modification du sens des échanges peut également être important.

Bien que des études aient été menées sur le sujet, il reste néanmoins difficile, surtout sans études locales, de prédire pour une rivière l'impact d'une faible diminution du débit souterrain sur la qualité écologique globale de cette dernière. Cela dépend, à la fois du type d'habitat représenté au sein de la rivière, de la qualité des eaux de la nappe, du débit instantané de la rivière, de la période,... La multiplicité des paramètres en jeu et l'hétérogénéité des systèmes fait que même la méthode des microhabitats peut se révéler peu fiable par moment. Il apparaît en tout cas qu'il est plus approprié de définir un régime réservé pour les rivières (avec prise en compte de l'évolution temporelle) plutôt qu'un débit seuil.

6.2. IMPACT DES EAUX SOUTERRAINES SUR LES ZONES HUMIDES

Les zones humides présentent une grande diversité. On les range en deux catégories :

- les zones humides marines et côtières soumises aux marées : les prés salés ou schorres, les vasières ou slikkes, les mangroves, les marais et lagunes côtiers, le delta du Rhône (Camargue), les marais agricoles aménagés des côtes de la Manche et de l'Atlantique (Marais du Cotentin, Breton, Poitevin, de Rochefort, etc.), les marais saumâtres aménagés sur les deux surfaces maritimes (marais d'Olonne, de Guérande, salins de Giraud et d'Aigues-Mortes, d'Hyères, etc.) ;
- les zones humides continentales : les zones humides alluviales, les régions d'étangs (Sologne, Brenne, Dombes, Forez, etc.), les plans d'eau ponctuels et arrière littoraux (marais d'Orx, lac de Grand Lieu, Lacs d'Hourtin/Carcans, de Lacanau, de Biscarosse) et les bordures de lacs (lacs Léman, du Bourget, de montagne, etc.), les prairies humides (Val-de-Saône, basses vallées angevine, ried alsacien, marais de l'Ouest, etc.) tourbières (principalement dans le Jura, les Vosges, les Alpes, les Pyrénées, le Massif Central, les Monts d'Arrée, le Morvan et les Ardennes), les zones humides artificielles (aménagements de certains réservoirs, réhabilitation de gravières, etc.) de création récente, les zones humides de bas-fond en tête de bassin, les mares permanentes et temporaires.

Les zones humides ont un intérêt fonctionnel reconnu (Negrel et al., 2005b). Elles favorisent l'auto-épuration des eaux souterraines et superficielles, la rétention des crues et, dans certains cas, la recharge des nappes. Elles sont, par ailleurs, caractérisées par une extrême diversité biologique (Pinay et al., 1990 ; Mitsch &

Gosselink, 1993 ; Fustec & Lefeuve, 2000). A l'inverse les nappes d'eau souterraine jouent souvent un rôle important dans le fonctionnement hydrologique des zones humides. En particulier l'exploitation par pompage d'une nappe en relation avec une zone humide est susceptible de perturber son fonctionnement hydrologique et écologique (Auterives, 2006).

6.2.1. Typologie des zones humides

Certaines zones humides peuvent être essentiellement infiltrantes et contribuent à l'alimentation de la nappe. D'autres au contraire sont principalement exfiltrantes et sont alimentées par la nappe. Mais certaines peuvent aussi être totalement indépendantes vis-à-vis des nappes souterraines et être alimentées uniquement par les eaux de ruissellement.

Les zones humides de terrain plat sont en général alimentées par les précipitations seules, l'apport souterrain étant très faible.

Dans certains cas cependant, comme suite à des remontées artésiennes, les échanges peuvent être appréciables (Illustration 43).

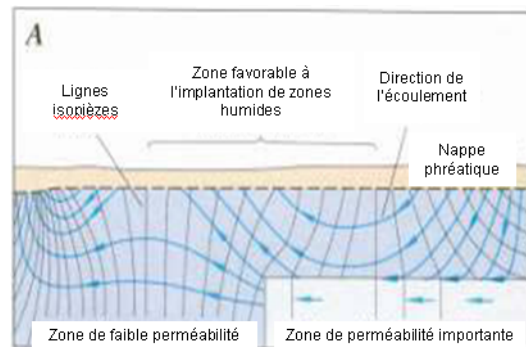


Illustration 43 - Impact des écoulements souterrains sur la formation des zones humides (Winter et al., 1998)

Les zones humides de pente apparaissent généralement lorsque la nappe est proche de la surface (Illustration 44).

Selon les configurations, la zone humide peut néanmoins parfois être alimentée principalement par les écoulements de surface.

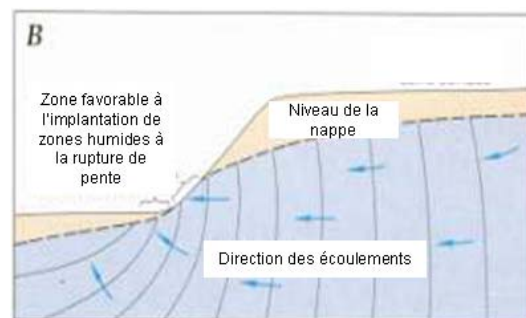


Illustration 44 - Zones humides à la rupture de pente ; (Winter et al., 1998)

Le ruissellement est souvent une source importante d'alimentation pour les zones humides de dépression, mais ces zones humides peuvent également résulter d'une

émergence de la nappe. A l'inverse la zone humide peut alimenter la nappe (Illustration 45). Les zones humides de bord de rivière sont généralement alimentées de façon importante soit par l'aquifère, en période de basses eaux de la rivière (Illustration 46), soit par la rivière en période de hautes eaux.

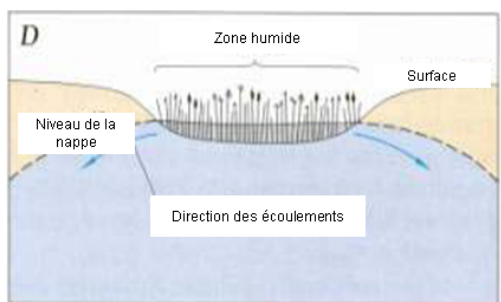


Illustration 45 - Zone humide alimentant la nappe (Winter et al., 1998)

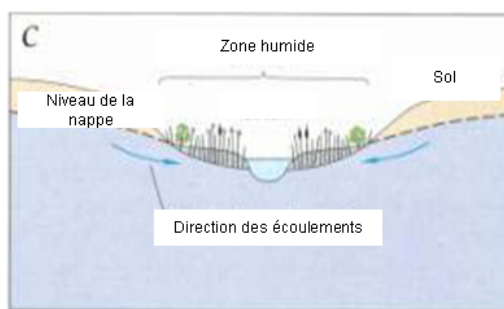


Illustration 46 – nappe alimentant le cours d'eau et la zone humide (Winter et al., 1998)

Une classification basée sur le contexte géomorphologique et hydrologique a été proposée par Brinson et al. (1995). Cette classification qui ne prend en compte que l'eau et sa dynamique dans les zones humides (Illustration 47) constitue une étape importante dans la classification de ces milieux. En effet, chaque composante intervenant dans le bilan en eau de la zone humide (écoulements de surface, écoulements souterrains, précipitations, évapotranspiration) possède une dynamique qui lui est propre et la combinaison de ces différentes composantes conditionne le développement de la zone humide.

Classe	Source dominante	Circulation dominante
Z.H. Riveraine	Débordement des rivières	Unidirectionnelle horizontale
Z.H. de Dépression	Eau souterraine	Verticale
Z.H. de Pente	Eau souterraine	Unidirectionnelle horizontale
Sol minéral plat	Précipitations	Verticale
Sol organique plat	Précipitations	Verticale
Franges estuariennes	Débordement depuis l'estuaire	Bidirectionnelle, horizontale
Franges lacustres	Débordement depuis les lacs	Bidirectionnelle, horizontale

Illustration 47 - Classes de zones humides d'après Brinson et al. (1995)

Cette approche hydrogéomorphologique a été mise en œuvre par le PIREN-Seine pour établir une typologie des zones humides riveraines (Gaillard et al., 2002). La

classification géomorphologique est sur 4 niveaux. Le niveau d'entrée de la classification (niveau 1) correspond au système « zone humide riveraine » défini par Brinson et al. (1993). Les niveaux 2, 3 et 4 correspondent à l'intégration de 3 variables géomorphologiques :

- évolution du profil en long des cours d'eau (niveau 2 / pas de temps géologique) ;
- dépôts sédimentaires holocènes (niveau 3 / pas de temps holocène) ;
- mosaïques hydrogéomorphologiques (niveau 4 / pas de temps actuel).

Pour la classification hydrologique, trois types de régime hydrologique, caractérisés par leur hydropériode (Illustration 48), peuvent être définis :

- régime hydrologique dominé par les apports atmosphériques et de surface ; ce type est caractérisé par une grande variabilité fortement liée aux conditions climatiques ; il est plutôt caractéristique de l'amont des bassins (a) ;
- régime hydrologique mixte (b) ;
- régime hydrologique dominé par les apports souterrains ; la variabilité est ici atténuée par le stockage en période de crue et la décharge des nappes en période d'étiage ; ce type est plutôt caractéristique de l'aval des bassins (c).

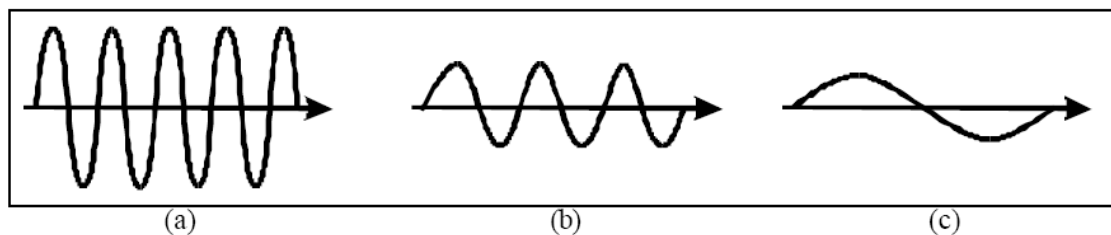


Illustration 48 - Les 3 types de régime hydrologique en fonction de l'importance relative des transferts hydriques de surface et souterrains.
(la flèche matérialise le niveau zéro de la plaine fluviale) (Gaillard et al., 2002)

Cette typologie fonctionnelle des zones humides riveraines des cours d'eau est utilisée dans le cadre des travaux du PIREN-Seine⁸ pour l'étude de leurs fonctions : la rétention des nitrates (Curie, 2006), la régulation des crues, la rétention des particules et des polluants associés, et le maintien des peuplements piscicoles.

6.2.2. Interactions entre eau souterraine et zones humides

La condition *sine qua none* pour l'existence des zones humides est la présence d'eau. D'un autre côté, certaines zones humides jouent un rôle dans la régulation de la ressource en eau. Elles possèdent une capacité de stockage de l'eau propre à en

⁸ Cf. <http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/rapports>

retenir de grandes quantités, et à la restituer ensuite progressivement. Ces milieux ont un rôle dans l'écrêtement des crues mais également dans le soutien d'étiage des cours d'eau.

Les échanges entre une nappe d'eau souterraine et une zone humide sont du même type que les échanges nappe-rivière (alimentation de la zone humide par la nappe, où l'inverse, où les deux à la fois selon la période de l'année). Mais la configuration n'est pas la même : les zones humides ne sont pas nécessairement situées sur les points bas ; outre les bordures de cours d'eau et les dépressions on peut en avoir en particulier en zone de pente et dans des secteurs où la nappe est proche de la surface avec des circulations complexes (cf. 4.3).

Les zones humides de fond de vallées peuvent être alimentées à la fois par une nappe superficielle et par une nappe profonde. La zone humide est alors une zone de transfert pour différents types d'écoulement (Illustration 49). Cette fonction de transfert se décline selon cinq composantes (Mérot, 2000) :

- 1) le ruissellement, comprenant le ruissellement sensu stricto (R) et l'exfiltration, écoulements rapides intervenant à l'échelle de la crue ;
- 2) l'infiltration et l'écoulement superficiel dans la zone humide (ZH) intervenant également à l'échelle de la crue ;
- 3) l'écoulement de la nappe de versant vers son exutoire, souvent stratifié en profondeur (N + NV), écoulement plus lent conditionné par la recharge de la nappe dans le versant et le pouvoir drainant du réseau ;
- 4) l'écoulement à surface libre dans le réseau hydrographique (H), écoulement rapide, et concentré, très variable selon que l'on se situe dans la crue ou hors crue ;
- 5) l'écoulement de surface en période d'inondation (D), conduisant à une redistribution des eaux en surface sur une période de quelques jours.

Selon la contribution relative des différents écoulements, la zone humide contrôle plus ou moins les flux d'eau et de polluants. En crue, les volumes et les vitesses de transfert dans la zone humide, liés aux caractéristiques physiques des sols (porosité et conductivité hydraulique) sont déterminantes. Hors crue, ce sont les temps de résidence de l'eau dans la zone humide, liés majoritairement au temps qui sépare les crues, et donc au régime climatique, qui est déterminante.

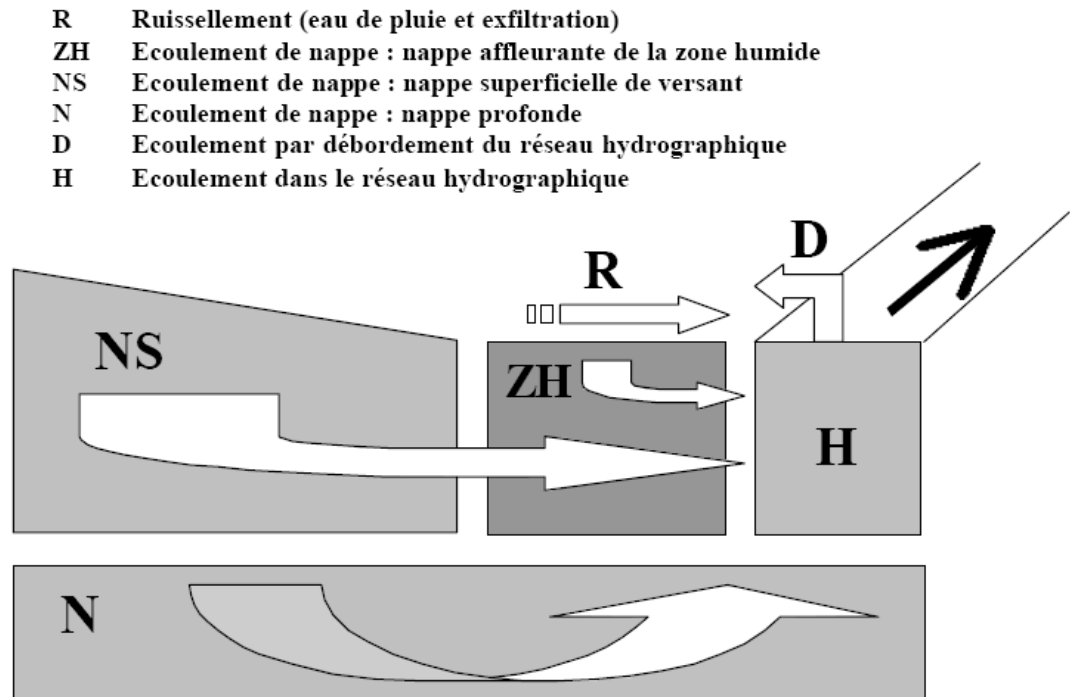


Illustration 49 - Les différents écoulements mis en jeu au sein d'une zone humide de fond de vallée ou interagissant avec la zone humide (in Mérot, 2000)

Les travaux de Ducharne et al. (2003) montrent que la plupart des zones humides améliorent de manière très significative la qualité des eaux souterraines qui y circulent. Selon les auteurs, le fonctionnement hydrologique de ces milieux, les caractéristiques des sols hydromorphes, notamment les conditions d'oxydo-réduction qui s'y développent, favorisent, en effet, la rétention et le recyclage total ou partiel de divers constituants gênants, en particulier des nitrates et des pesticides. Cette capacité de régulation des flux polluants revêt une importance particulière dans le cas des zones humides riveraines des cours d'eau qui se développent de l'amont à l'aval des réseaux hydrographiques. Les zones humides de fonds de vallées qui caractérisent les petits bassins à l'amont constituent, à cet égard, de précieuses interfaces protectrices car elles interviennent au plus près des émissions de polluants d'origine agricole, en agissant sur les flux de sub-surface qui s'écoulent depuis les versants cultivés jusqu'aux petits cours d'eau. De leur côté, les zones humides constituées au sein des larges plaines inondables qui se sont constituées plus à l'aval des réseaux hydrographiques permettent aux nappes alluviales de conserver une qualité satisfaisante malgré la vulnérabilité de ces eaux proches de la surface. L'efficacité de ces zones humides a été notamment mise en évidence dans la plaine alluviale du cours moyen de la Seine, dans le cadre de deux programmes de recherche (Piren-Seine, PNRZH).

6.2.3. Impact du niveau de la nappe d'eau souterraine sur le fonctionnement écologique de la zone humide

De multiples paramètres sont susceptible d'influer sur l'intégrité écologique de la zone humide parmi lesquels : l'apparition d'espèces exotiques, un remblaiement (ou une modification des propriétés du sol), une modification quantitative ou qualitative des échanges avec l'extérieur (eaux souterraines, eaux de ruissellement, atmosphère, ...).

Ce fonctionnement est néanmoins essentiellement conditionné par le niveau d'eau, principal facteur environnemental de contrôle des zones humides (Weng, 2000). Le niveau d'eau exerce une influence sur la végétation à la fois durant les hautes eaux (adaptation de la végétation aux conditions réduites imposées par le manque d'oxygène) et durant les basses eaux (résistance de la végétation au manque d'eau). Cette notion de niveau d'eau dans les zones humides (intensité) est associée à la fréquence et à la durée de la saturation ou de l'inondation sous le terme d'hydropériode définie comme la représentation de la hauteur d'eau d'un site en fonction du temps.

L'évolution dans le temps de l'hydropériode va jouer un rôle important sur l'état écologique de la zone humide, en particulier pour la végétation. Chaque espèce végétale possède des hydropériodes qui lui sont favorables. Ces hydropériodes favorables dépendent également du type de sol, de la température du milieu,... Une situation de fluctuation de la hauteur de la nappe permet la cohabitation d'espèces adaptées à des conditions différentes et aide en général à maintenir une plus grande diversité écologique. L'évolution de la hauteur d'eau peut en effet induire une période favorable à la croissance d'une espèce puis défavorable à cette espèce mais favorable à une autre.

Si l'hydropériode rend compte des variations du niveau d'eau dans les zones humides, elle ne permet ni de quantifier les différentes composantes du bilan hydrologique, ni d'en apprécier la dynamique.

Dans une zone humide dont la géométrie peut-être définie comme sur l'illustration 50, le bilan hydrologique est défini comme suit:

sur un pas de temps Δt : $P_{in} + S_{in} + G_{in} - E_{out} - S_{out} - G_{out} = \Delta S$

où P_{in} : précipitations arrivant dans la zone humide

S_{in} : entrées par les eaux de surface

G_{in} : entrées par les eaux souterraines

E_{out} : sorties de la zone humide sous forme d'évapotranspiration

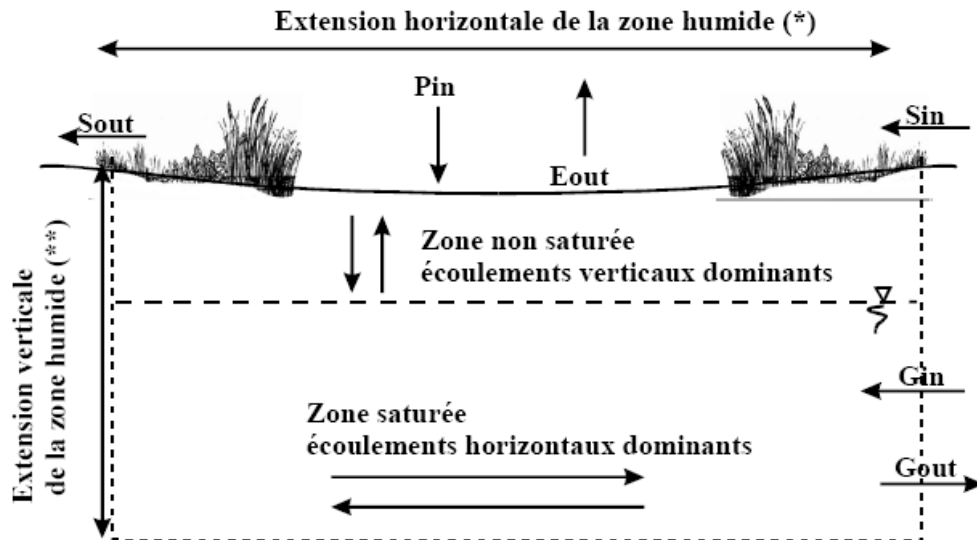
S_{out} : sorties par les eaux de surface

G_{out} : sorties par les eaux souterraines

ΔS : variation de stock dans la zone humide.

Ce bilan hydrologique a été mis en œuvre par Weng (2000) sur une zone humide alluviale du bassin de la Seine. Il montre que la zone humide est alimentée aux $\frac{3}{4}$ par la nappe de la craie et pour $\frac{1}{4}$ par les précipitations. Ces chiffres montrent que la prise

en compte des eaux souterraines dans l'alimentation en eau de la zone humide est un élément très important.



(*) de l'ordre du mètre à plusieurs kilomètres en fonction du type de zone humide

(**) quelques décimètres à quelques mètres selon les définitions et le type de zone humide, paramètre rarement explicitement défini dans la littérature

Illustration 50 - Géométrie d'une zone humide conceptuelle et bilan hydrologique (in Weng, 2000)

On a aussi souvent le cas où la zone humide contient une nappe superficielle locale alimentée par une nappe plus profonde d'extension régionale. C'était le cas des tourbières des marais du Cotentin reposant sur des bassins sédimentaires sableux aquifères tels que le bassin de Sainteny-Marchésieux, avant que l'exploitation de l'aquifère n'entraîne une inversion des flux verticaux et une dégradation de la tourbière (Auterive, 2006).

Cette étude montre que durant la période de suivi (2003-2005), le niveau piézométrique des sables est inférieur à celui de la tourbe. La circulation verticale est descendante, elle s'effectue de la nappe de la tourbe vers la nappe des sables. Les flux transitant de la tourbe vers les sables représentent plus de 30 % des précipitations qui rechargent la nappe de la tourbe. Le fonctionnement hydrologique de la tourbière est contrôlé par celui de l'aquifère des sables et l'existence même de la tourbière est directement liée à la zone exutoire de l'aquifère des sables. L'évolution des flux souterrains de l'aquifère, et plus précisément la variation du niveau piézométrique influence directement celui de la tourbière. Or l'aquifère de Sainteny-Marchésieux est exploité pour l'alimentation en eau potable ; le rabattement piézométrique dans l'aquifère des sables modifie les conditions hydrologiques de la nappe de la tourbe. L'abaissement piézométrique est tel que le niveau de la nappe de la tourbe devient inférieur à celui de la rivière. Le réseau de surface ne draine plus la zone humide mais

l'alimente. L'étude des caractéristiques chimiques, la modélisation hydrogéologique et les observations de terrain a conforté l'hypothèse que la nappe des sables avant la mise en exploitation de la nappe soutenait la nappe de la tourbe. Les simulations ont permis de montrer que l'effet conjoint de faibles précipitations pendant la période 2003 – 2005 et de l'exploitation de l'aquifère affecte fortement le fonctionnement hydrologique de la zone humide ; en particulier la surface libre de la nappe de la tourbe est abaissée à plus de 80 cm sous la surface du sol. Cette limite est le niveau minimum de la surface libre au-delà duquel le stress hydrique imposé à la tourbe affecte sa structure et ses propriétés.

Dans la thèse de Auterive (2006), la modélisation est utilisée pour calculer le bilan hydrologique. Pour aller plus loin, en particulier en terme de fonctionnement écologique de la zone humide, on peut coupler un modèle hydrogéologique avec un modèle de la zone humide et un modèle hydroécologique (Ross et al., 2007). Le modèle hydroécologique est basé sur l'approche SEV (Gowing et al., 1998) qui considère que chaque espèce a un niveau d'eau minimum et maximum en dehors desquels l'espèce est soumise à un stress écologique. Le modèle prédit les niveaux d'eau dans les zones humides et évalue dans quelle mesure ces niveaux d'eau sont propices aux espèces significatives du point de vue de l'écologie. Il a été utilisé pour déterminer si les prélèvements en nappe avaient des conséquences préjudiciables pour l'intégrité de la zone humide (Illustration 51).

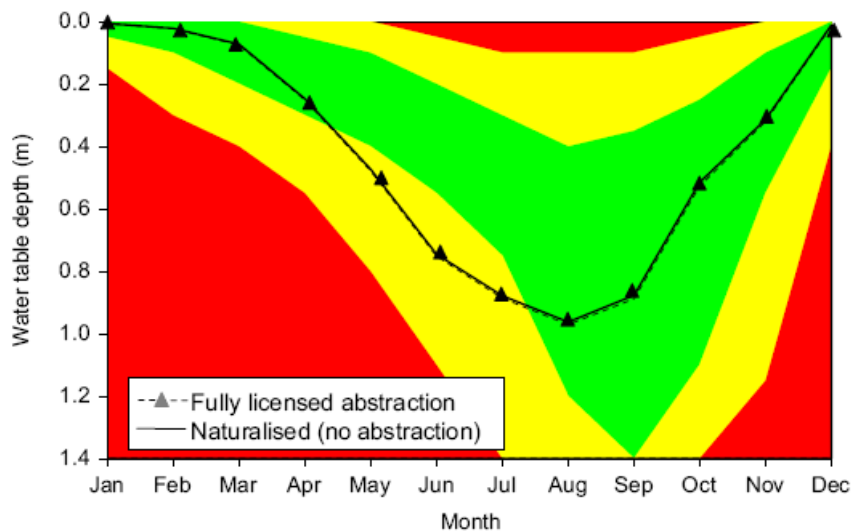


Illustration 51 – Comparaison de prévision du niveau d'eau dans la ZH en présence ou non de prélèvements

les couleurs représentent les conditions de développement d'une espèce particulière de plante : en vert, régime hydrologique idéal ; en jaune : pas d'effet négatif sauf si la situation se renouvelle tous les ans ; en rouge, effet négatif probable (Gasca & Ross, 2009)

7. Outils d'évaluation des échanges entre eau souterraine et eau de surface

Il existe différents types d'outils susceptibles d'être utilisés pour évaluer les relations nappe-rivière (Illustration 52). Nous nous focaliserons sur trois d'entre eux, les outils de modélisation, les outils géochimiques et les outils isotopiques.

Outils	Echelle	Coût	Facilité d'usage
Analyse hydrographique Suivi du débit et détermination du débit de base	Intermédiaire à régionale	Bas	Facile
Etude hydrogéologique Description des écoulements, surface piézométrique, qualité des eaux souterraines, structure de l'aquifère et géomorphologie	Intermédiaire à régionale	Moyen à élevé	Modéré à difficile
Modélisation Simulation des écoulements basée sur des équations mathématiques	Du bassin versant à la rivière	Bas à élevé	Modéré à difficile
Surveillance géophysique Utilisation de méthode de télédétection utile pour localiser les connectivités	Du tronçon de rivière au bassin versant	Moyen	Modéré à difficile
Mesures d'infiltration Mesure directe de l'écoulement entre l'aquifère et le cours d'eau en des points spécifiques	Site spécifique	Bas à moyen	Facile
Traceurs artificiels Suivi des traceurs tels que la fluorescéine	Du tronçon de rivière au site	Moyen	Modéré
Traceurs hydrochimiques et environnementaux	Du tronçon de rivière au bassin	Moyen à élevé	Modéré à difficile

Utilisation des éléments dissous (cations majeurs, anions, isotopes stables, radon, CFC) pour suivre les écoulements	versant		
Température Mesures des variations de températures dans les eaux et sédiments pour suivre les pertes et recharges	Site spécifique	Bas	Facile à modéré
Analyses hydrométriques Mesure des gradients hydrauliques entre l'aquifère et le cours d'eau et de la conductivité hydraulique de l'aquifère et de la zone hyporhéique	Du bassin versant au site	Bas à moyen	Facile à modéré
Bilan hydrique Utilisation des bilans d'eau pour définir la composante de recharge ou de perte	Du tronçon de rivière au bassin versant	Bas à moyen	Facile à modéré

Illustration 52 - Outils pouvant être utilisés pour caractériser les relations entre eau souterraine et eau de surface

7.1. MODELES QUANTITATIFS

7.1.1. Généralités

La gestion rationnelle d'un hydrosystème, par exemple un bassin versant de surface avec un aquifère sous-jacent exploité et un réseau hydrographique en relation avec la nappe (Illustration 53), implique la prise en compte simultanée de la nappe et des cours d'eau en relation hydraulique avec elle. Il s'agit en effet non seulement de préserver la ressource en eau souterraine mais aussi de veiller à ce que le soutien par la nappe des débits d'étiage des cours d'eau soit garanti.

Le problème global qui se pose alors au gestionnaire est celui du volume maximum que l'on peut prélever dans la nappe tout en respectant des seuils de débits (par exemple un DOE, "débit objectif d'étiage" ou un DCR, "débit de crise").

La modélisation de l'hydrosystème constitue alors un auxiliaire de calcul précieux pour satisfaire cet objectif de gestion. Elle permettra aussi de tester les réactions de la nappe et des cours d'eau liés dans différents contextes climatiques.

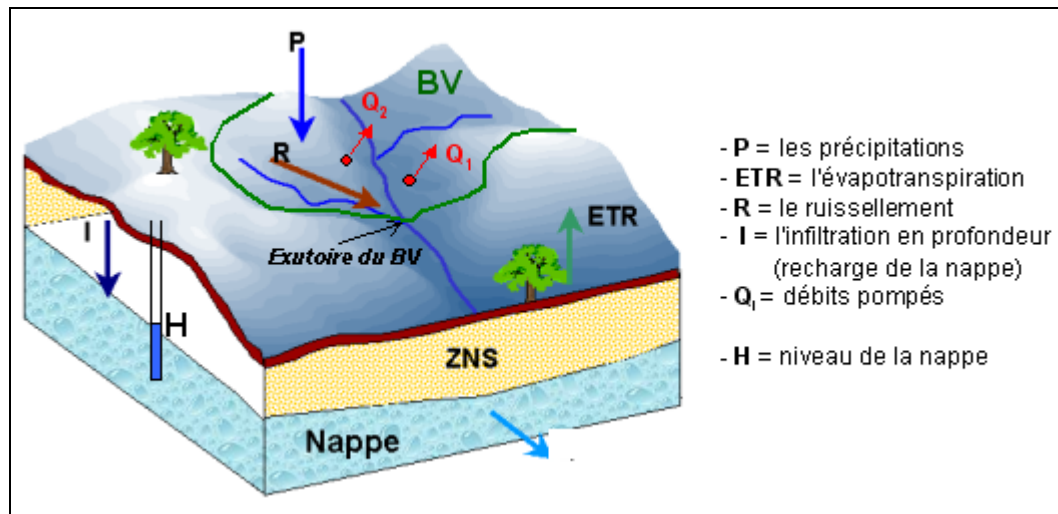


Illustration 53 - Exemple d'hydrosystème

Remarques:

- 1) Par *modèle* on sous-entend ici "*modèle nappe-rivière*" en considérant non seulement les *modèles numériques* mais aussi les *solutions analytiques* qui sont des modèles particuliers résultant de solutions des équations générales des écoulements souterrains assorties de nombreuses hypothèses simplificatrices.
- 2) On fait la distinction entre le modèle (avec lequel on convient de représenter l'hydrosystème) et le logiciel permettant de faire fonctionner ce modèle. Il existe une grande variété de logiciels, avec plus ou moins de fonctionnalités, permettant de traiter plus ou moins de problèmes. Leur description ne rentre pas dans le cadre de cette synthèse et les logiciels qui sont mentionnés ici ne servent qu'à illustrer certains aspects des types de modèles décrits.

Outre l'objectif global de gestion mentionné ci-dessus, les modèles "nappes-rivières" permettent de fournir des réponses à des problèmes plus spécifiques (en choisissant bien sûr celui qui est le mieux adapté au problème posé, car ils ont chacun leur champ d'application et ne sont pas interchangeables) :

- aide à la fixation de seuils piézométriques: seuils correspondant à des objectifs de gestion, seuils d'alerte, seuils de "crise";
- aide à la délimitation de "nappes d'accompagnement";
- problèmes de pollution: par exemple pollution de nappes et de cours d'eau par des nitrates dans un bassin versant.

La prise en compte d'un hydrosystème dans sa complexité n'est possible qu'avec un modèle numérique, spatialisé ou global (le choix dépendant des objectifs et des possibilités du modèle).

Dans certaines configurations simples (un secteur particulier d'un hydrosystème), une solution analytique peut être utilisée. Certaines d'entre-elles sont relativement simples à programmer (et dans ce cas le contexte étudié est lui même très simplifié), mais le plus

souvent, quand il s'agit de mieux prendre en compte les caractéristiques du milieu elles sont complexes et leur mise en œuvre nécessite des procédures d'intégration numérique (solutions "semi-analytiques").

Dans ce qui suit, on présente :

- quelques contextes d'interactions nappes-cours d'eau (hydrosystème simplifié) pouvant être traités à l'aide d'une solution analytique;
- quelques grandes catégories de modèles utilisables pour obtenir une évaluation des flux d'eau circulant dans un hydrosystème et répondre à des objectifs de gestion.

7.1.2. Solutions analytiques

Depuis longtemps, de nombreuses solutions analytiques sont disponibles pour étudier l'influence de pompages en nappes alluviales sur les cours d'eau qui les drainent ou les alimentent.

Leur utilisation nécessite la connaissance des paramètres hydrodynamiques (transmissivité et coefficient d'emmagasinement, valeurs en générale déduites de pompages d'essai) et qui peuvent être elles mêmes définies à partir de solutions analytiques et/ou de petits logiciels spécifiques (exemple logiciel Catherine du BRGM).

Elles permettent par exemple, pour différentes configurations, de calculer le débit soustrait au cours d'eau à un instant t après le début du pompage, débit considéré comme préjudice causé à la rivière. Des solutions plus complexes ont été ultérieurement développées (cf. références bibliographiques, en particulier B. Hunt).

Le logiciel STRMDEPL08 de l'USGS (cf. bibliographie) permet d'effectuer des calculs à partir de quelques solutions. Il est téléchargeable à l'adresse suivante:

<http://mi.water.usgs.gov/software/groundwater/strmdepl08/index.html>

7.1.3. Modèles numériques

a) Principaux types

Les modèles spatialisés (ou maillés)

Ils sont sous-tendus par les équations de la physique des écoulements souterrains. Ils représentent l'approche de modélisation la plus complète pour rendre compte d'une réalité complexe.

Lorsque ces équations sont déterministes (pas de variable aléatoire), les modèles correspondants sont dits aussi "déterministes".

Pour tenter de rendre compte des incertitudes liées à la complexité du milieu, il existe aussi des approches stochastiques des écoulements souterrains, les équations faisant alors intervenir des variables aléatoires. Mais cela relève largement de la recherche.

On se limitera ici aux modèles spatialisés déterministes, décrits au § 7.1.4

Les modèles globaux (et semi-globaux) de type conceptuel

Ils utilisent, par analogie, un concept physique simplificateur pour représenter le fonctionnement de l'hydrosystème, par exemple un assemblage de réservoirs en liaison hydraulique les uns avec les autres.

Ces modèles sont aussi appelés modèles "pluies-débits" ou "pluies-niveaux". Tout en ayant un sens physique (des réservoirs et, pour certains, des lois de remplissage et de vidange) ils ne prennent cependant pas en compte les équations physiques réelles. Les paramètres de ces modèles sont généralement dimensionnels : capacités, constantes de temps etc. Cependant, bien que certains paramètres renvoient à une réalité physique (capacité de rétention d'un sol, coefficient d'emménagement par exemple), d'autres paramètres (constante de temps de tarissement par exemple) résultent de la combinaison de paramètres physiques moyens sur le bassin (transmissivité ...) et ne peuvent en aucun cas être mesurés directement.

Le modèle est global quand l'hydrosystème (un bassin versant par exemple) est représenté, sur la verticale, par un seul assemblage de réservoirs superposés. Le bassin est alors représenté par un ensemble de 5 ou 6 paramètres. Il est dit semi-global (ou semi-distribué) quand le bassin est représenté, en plan horizontal, par plusieurs assemblages de réservoirs pour tenter de prendre en compte la variabilité spatiale de l'hydrosystème ou pour prendre en compte des importations ou exportations entre sous-bassins.

Ces modèles sont décrits au § 7.1.5.

Un modèle global permet, après calage, de décomposer l'écoulement dans le bassin en « écoulement rapide » et en « écoulement lent ». Cette décomposition permet souvent, d'évaluer la décomposition des débits en considérant que les écoulements rapides sont du ruissellement et les écoulements lents, la vidange des aquifères. Cela revient à considérer qu'il n'y a pas d'écoulement souterrain rapide (pas de karst ni de fractures ou fissures importantes non colmatées) et qu'il n'y a pas d'écoulement direct et significatif de la zone non saturée. Il faut donc être prudent dans l'interprétation de cette décomposition, dont on ne peut pas toujours garantir qu'elle soit unique.

Les modèles globaux de type boîte noire

Ils sont ainsi qualifiés car ils consistent uniquement (ce qui ne signifie pas qu'ils soient simples) en une mise en relation d'une sortie du système modélisé (niveaux d'une nappe, débits d'un cours d'eau à l'exutoire de l'hydrosystème) avec une ou plusieurs entrées (pluie, ETP). Les mises en relation s'opèrent par l'intermédiaire de fonctions paramétrées ayant une forme analytique a priori ou bien par l'intermédiaire de fonctions purement numériques.

Ces modèles sont décrits au § 7.1.5

b) Domaines d'application

Aptitude à représenter un hydrosystème

Ces trois types de modèles ne sont bien sûr pas interchangeables. Les modèles spatialisés (maillés) offrent la plus grande gamme de possibilités, mais ils ne peuvent pas systématiquement être utilisés dans n'importe quel contexte hydrogéologique.

Bien adaptés aux contextes sédimentaires (milieux poreux), les modèles maillés ne conviendront pas en général pour représenter les milieux fortement discontinus :

- un milieu fissuré (en zone de socle), à moins de considérer que ce milieu fissuré est assimilable à un milieu poreux, ce qui suppose une densité importante de fissures et fractures bien interconnectées;
- un milieu karstique. Dans certains logiciels, il est possible d'introduire des drains souterrains pour simuler des conduits karstiques, mais l'on est la plupart du temps dans l'ignorance de la configuration réelle du réseau karstique.

Par contre, ces deux types de milieu pourront être modélisés à l'aide d'un modèle global, puisque ce type de modèle permet de représenter l'hydrosystème comme un tout, indépendamment de sa structure interne.

Un modèle maillé s'imposera dans la représentation d'un système aquifère multicouche, système complexe à nappes libres et captives (avec possibilités de dénoyage), où chaque couche aquifère peut échanger de l'eau par drainance avec les couches situées au-dessus et au-dessous d'elle.

Prévision

Dans le domaine de la prévision des niveaux ou des débits en fonction de scénarios climatiques, quand les 3 types de modèle peuvent être utilisés, les modèles globaux sont plus performants compte tenu de temps de calculs très brefs. Il est ainsi possible de générer plusieurs centaines de scénarios climatiques (avec par exemple un générateur de pluies et d'ETP), ou de simuler de longs scénarios de changement climatiques fournis par les services météorologiques spécialisés, et de faire ensuite un traitement statistique des résultats obtenus pour chacun d'eux et en déduire des fréquences d'occurrence sur tous les pas de temps de la période de simulation, le tout en quelques minutes. Ces calculs prendraient plusieurs jours avec un modèle spatialisé de plusieurs dizaines de milliers de mailles et de nombreux pas de temps. En revanche, la spatialisation, en grande partie responsable de la lourdeur des modèles maillés, est aussi l'intérêt de cette dernière par rapport à une approche globale.

Limitations des modèles globaux dans la prévision

Si les caractéristiques physiques des bassins versants modélisés changent durant la période de prévision (extension des réseaux de drainage, couverture végétale, ...) et si les prélèvements sont sensiblement modifiés, les prévisions seront faussées. En effet, pour ces modèles, les paramètres issus du calage dépendent des caractéristiques du

bassin et des activités qui s'y déroulent. Si ces caractéristiques changent, le modèle ne sera plus calé.

c) Etapes d'une modélisation

Quel que soit le modèle, une modélisation se déroule suivant les mêmes étapes, mais celles-ci seront plus ou moins longues suivant le modèle choisi et la complexité de l'hydrosystème. Ces différentes phases sont décrites ci-après.

Collecte des données

Le volume de données sera plus ou moins important suivant le type de modèle. Les modèles globaux, n'étant ni spatialisés ni descriptifs du milieu physique, ne nécessitent pour fonctionner que de données "d'entrée" (données climatiques) et de données de "sortie" (niveaux piézométriques, débits à l'exutoire du bassin). Toutefois, a contrario des modèles spatialisés où toutes les données spatiales seront intégrées, un modèle global nécessitera une pré-étude afin d'intégrer la variabilité spatiale des données et définir ainsi des données d'entrée (piézométriques, débitométriques, climatiques, ...) qui soient réellement représentatives de l'ensemble du bassin versant.

Dans le cas d'un modèle maillé, les données qu'il faut acquérir sont bien sûr plus nombreuses, ne serait-ce que par la nécessité de décrire le système aquifère. Des campagnes de terrains (pompages d'essai, mesures piézométriques...) sont parfois nécessaires pour compléter les informations disponibles en base de données. Elles serviront notamment à dresser des cartes piézométriques de référence (par exemple "basses eaux", "hautes eaux"). Les prélèvements (AEP, irrigation, industries) doivent aussi être connus et localisés ; pour cela des enquêtes complémentaires auprès des exploitants de la ressource doivent souvent être menées. Ces modèles étant construits pour représenter au mieux le système étudié, il faut aussi se procurer les logs géologiques de façon à identifier le substratum de la couche aquifère (ou, plus généralement les "toits" et "murs" des couches géologiques, éponges et couches aquifères, dans le cas d'un système multicouches).

Si cette phase de collecte, hors pré-étude, peut être relativement rapide (une semaine) dans le cas d'un modèle global elle peut être assez longue dans le cas d'un modèle régional spatialisé et se prolonger sur toute une année. Pour ce type de modèle elle constitue une phase en soi de l'opération de modélisation ("année 1" du projet), débouchant sur une synthèse hydrogéologique (cf. références bibliographiques sur les modèles régionaux).

Construction du modèle

Construire un modèle, c'est dans un premier temps, pour un modèle maillé, réaliser un modèle conceptuel (nombre de couches, géométrie, pas de temps...) puis, quel que soit le type de modèle, organiser les données collectées sous la forme requise par le logiciel qui fera fonctionner le modèle (assemblage de fichiers de structure spécifiée par le logiciel).

Comme dans le cas de la phase 1 ci-dessus, l'élaboration du modèle sera relativement rapide dans le cas des modèles globaux, mais plus longue avec les modèles spatialisés.

Pour un modèle spatialisé complexe (système aquifère multicouches) et d'étendue régionale, la première tâche sera consacrée à la construction du modèle géologique sur lequel s'appuiera le modèle hydrodynamique. Il s'agit là aussi d'une phase en soi de l'opération de modélisation ("année 2" du projet), nécessitant un travail important : analyse des logs géologiques, relevés des cotes des toits et des murs des formations géologiques, interpolations (outils de la géostatistique), vérification de la cohérence de l'ensemble, ...

Calage du modèle (ou calibration)

Durant cette phase, on recherche l'ensemble des valeurs des paramètres pour lesquelles il y aura la meilleure adéquation possible entre les observations disponibles et les valeurs calculées par le modèle.

Dans le cas d'un modèle spatialisé, ces paramètres sont les paramètres descriptifs du milieu (perméabilités et coefficients d'emmagasinement des formations, perméabilité du lit des cours d'eau, ...). Ils ne sont en effet connus que ponctuellement (pompage d'essai...) et le calage a pour but de les restituer spatialement : pour ces paramètres, des zones peuvent être prédéfinies sur la base d'une analyse hydrogéologique ou bien peuvent être progressivement constituées au cours du calage.

Dans le cas d'un modèle global (conceptuel ou de type boîte noire), les paramètres inconnus sont des paramètres internes au modèle (non descriptifs du milieu). Le calage se fait à l'aide de procédures pouvant être semi-automatiques : partant d'un premier jeu de valeurs, le module d'optimisation du logiciel tente alors de réduire, par itérations successives, l'écart entre valeurs observées et valeurs calculées.

En général, la phase de calage, pour ces modèles, est, dans le cas de procédure semi automatique, très rapide. Dans certains cas, il peut arriver que le calage ne soit pas satisfaisant, ce qui nécessite un retour aux données pour tenter de comprendre les raisons de l'échec. Un mauvais calage, s'il est expliqué, n'est pas forcément un problème. Par exemple, sur des chroniques piézométriques très impactées par des pompages saisonniers (agricoles), un modèle bien calé l'été prendra implicitement en compte ces pompages (phénomène anthropique) ce qui fausserait la représentativité des phénomènes naturels.

Par contre, la phase de calage peut être très longue (plusieurs mois) dans le cas d'un modèle représentant un système aquifère multicouches (la complexité du système rend inefficace les procédures automatiques et le calage doit se faire par "essais – erreurs"). Ce travail est donc aussi une phase en soi de l'opération de modélisation ("année 3" du projet, cf. références bibliographiques).

La qualité du calage est appréciée visuellement (par superposition des chroniques de mesures et des chroniques calculées) et par l'intermédiaire de critères quantitatifs permettant d'évaluer les écarts entre valeurs simulées et valeurs observées.

Exploitation du modèle calé

Un modèle après calage permet :

- d'une part de mieux comprendre les phénomènes hydrodynamiques et de quantifier les échanges : circulation des eaux souterraines, échanges avec les rivières, quantification des échanges avec un modèle maillé....
- d'autre part de l'utiliser en simulation.

Pour un modèle donné (on ne peut pas leur confier à tous les mêmes tâches) les scénarios à simuler sont fonction des objectifs assignés au départ à l'étude : évaluation de l'impact de scénarios climatiques, simulation d'un ou d'une série d'évènements particuliers, réalisation d'un bilan, détermination de l'impact d'un projet, recherche d'une configuration optimale de prélèvements permettant de respecter un certain nombre de contraintes (modèles spatialisés uniquement), prévision d'un état piézométrique face à une demande en eau accrue, ...

7.1.4. Modèles maillés (spatialisés)

a) Caractérisation

Ces modèles reposent sur les équations physiques décrivant explicitement les écoulements souterrains et, s'il y a lieu, décrivant aussi les échanges avec les cours d'eau.

• Données nécessaires

Une liste des paramètres et des variables nécessaires pour construire ces modèles est fournie dans les tableaux ci-dessous (Illustration 54 et Illustration 55).

Données de base : régime permanent et transitoire		
<i>Types de données</i>		<i>Remarques</i>
<u>Données définissant la géométrie du domaine modélisé.</u> A partir des données des forages, une interpolation permet d'affecter une valeur à chaque maille de la grille.	Cotes du substratum de chaque couche et cotes du toit de la première couche si la nappe est captive (ou partiellement) dans cette première couche	Dans le cas d'un modèle monocouche correspondant à un aquifère à nappe toujours libre, la géométrie est définie uniquement par la cote du substratum de la couche.
<u>Paramètres spatialisés</u> Des valeurs doivent être introduites dans chaque maille. Seules quelques valeurs étant connues, ces paramètres doivent être restitués par le calage du modèle sur les observations piézométriques, les jaugeages, ...	Perméabilités (m/s)	
	Coefficients d'emménagement spécifique (m^{-1}) pour les nappes captives et emménagement "libre" (sans unité)	Uniquement en régime transitoire
<u>Données variables dans le temps</u> Doivent être introduites par maille (prélèvements, injections) ou par zone (recharge par infiltration). Dans le cas d'un régime permanent on utilise des valeurs se rapportant à la période choisie.	Recharge (mm /unité de temps)	Doit être estimée a priori à l'aide d'un bilan hydrique à partir de la pluie, de l'ETP et de la "réserve utile" des sols. La recharge calculée a priori peut être ajustée lors du calage
	Prélèvements (m^3 /unité de temps)	
<u>Données utilisées pour le calage</u>	Piézométrie	- Mesures ponctuelles, cartes - Chroniques (pour le régime transitoire)
	Débits aux exutoires	Sources, cours d'eau, drains

Illustration 54 - Données nécessaires pour la modélisation hydrodynamique

Dans le cas de la prise en compte d'un réseau hydrographique, compte tenu des liaisons hydrodynamiques entre nappe et cours d'eau, il faut de plus spécifier les caractéristiques du réseau hydrographique, de même pour un réseau de drains souterrains (tableau ci-dessous) :

Données pour le couplage avec un réseau hydrographique et de drains			
Types de données		Observations	
<u>Description du réseau</u> : cours d'eau et drains Spécification de l'arborescence: Le réseau est découpé en affluents et chaque affluent en tronçons (un tronçon étant l'intersection du cours d'eau avec une maille).		Numéros des affluents et des tronçons Longueur et largeur de chaque tronçon (m) Cote du fond (m) par tronçon	Chaque tronçon est en relation avec la maille traversée
<u>Paramètres de couplage</u> A introduire dans chaque maille traversée par les cours d'eau	1) Cours d'eau,	Epaisseur de la couche de liaison entre aquifère et cours d'eau (m) Perméabilité de cette couche (m/s)	= épaisseur de "colmatage" (uniquement cours d'eau) = perméabilité de "colmatage"
	2) Drains	Perméabilité d'échange	
<u>Données variables dans le temps</u>		Niveaux des cours d'eau ou débits	

Illustration 55 - Données nécessaires pour la prise en compte d'un réseau hydrographique ou de drains souterrains (cas du logiciel Marthe du BRGM)

• Conditions aux limites

Comme pour tout problème basé sur des équations physiques, le fonctionnement du modèle exige la définition de limites et l'introduction sur ces limites de conditions pertinentes fonction du contexte hydrogéologique (limite à flux nul, limite à niveaux imposés, limite d'échange nappe - cours d'eau).

• Calage

Avant son utilisation, le modèle hydrodynamique doit être "calé" : il doit être capable de reproduire au mieux les mesures de niveaux de la nappe faites en différents points et à différentes dates (et de débits des cours d'eau si ceux-ci sont pris en compte). Classiquement, le calage se déroule en 2 phases afin de sérier les difficultés : une étape dite en régime permanent quand c'est possible (ce régime permanent peut être un régime "moyen" annuel) à laquelle succède une phase de calage en régime transitoire.

Les charges hydrauliques obtenues après le calage en régime permanent constituent alors l'état initial du régime transitoire.

b) Types de modèles spatialisés

Il existe différents types de modèles spatialisés suivant le mode de discrétisation spatiale mis en œuvre et les techniques de calcul correspondantes.

Le découpage en plan de l'espace peut être réalisé à l'aide d'un maillage constitué de mailles carrées (ou rectangulaires) : la technique de calcul utilisée est alors dite aux différences finies : l'inconnue (le niveau de la nappe ou charge hydraulique) est calculée au centre des mailles du modèle.

Le découpage de l'espace peut aussi être réalisé à l'aide d'un assemblage d'éléments de forme quelconque (triangulaires ou quadrangulaires) : l'inconnue est calculée aux nœuds de ce maillage (les points de jonction des éléments) : la technique de calcul est dite aux éléments finis (illustration 56).

D'autres modes de discrétisation sont aussi possibles (par exemple les volumes finis), mais peu utilisés dans la pratique courante de la modélisation des hydrosystèmes ; ils nécessitent un logiciel spécifique).

Pour les problèmes classiques de gestion de la ressource, les modèles aux "différences finies" sont principalement utilisés. Les modèles aux éléments finis sont généralement plus difficiles à mettre en œuvre (maillage) et sont plus délicats pour gérer les « assecs », ils sont de ce fait réservés pour des milieux discontinus et/ou non homogènes mais cet intérêt est toutefois très limité dans la mesure où les informations sur la structure à modéliser sont généralement très insuffisantes.

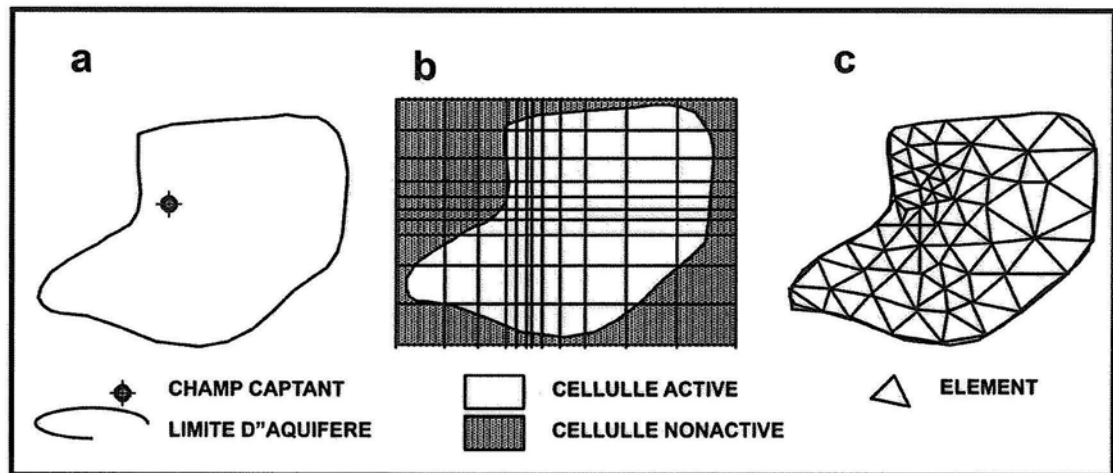


illustration 56 : Différence de maillage entre « différences finies » (b) et « éléments finis » (c)
(konikow 1996)

Dans ce qui suit, on ne décrira donc que les modèles aux différences finies en distinguant les modèles monocouche, multicouche et tridimensionnels.

• Modèles monocouche

C'est le modèle spatialisé le plus simple (Illustration 57a). La géométrie du modèle est définie par une cote du substratum et une cote topographique (ou une cote du toit de la formation si la nappe est captive).

C'est un type de modèle pouvant s'appliquer aux aquifères alluviaux ou à des aquifères bien isolés des formations sous-jacentes (pas d'échange de flux par drainance).

• Modèles multicouches

Ce sont essentiellement des modèles construits à une échelle régionale et dédiés à la gestion de la ressource en eau des grands systèmes aquifères multicouches.

Chaque couche est discrétisée en mailles parallélépipédiques dont la face supérieure correspond au toit de la formation considérée et la face inférieure au mur de cette formation (Illustration 57b).

• Modèles tridimensionnels (3D)

Un modèle hydrodynamique tridimensionnel se présente sous la forme de grilles maillées superposées, issues d'un découpage de l'espace suivant les 3 dimensions. (Illustration 57c). De ce découpage, il résulte un assemblage de "cellules" régulièrement ordonnées et hydrauliquement connectées, le "motif de base" étant

constitué par une cellule en relation avec ses 6 voisines les plus proches (les cellules nord, sud, est, ouest et les 2 cellules situées au dessus et au dessous).

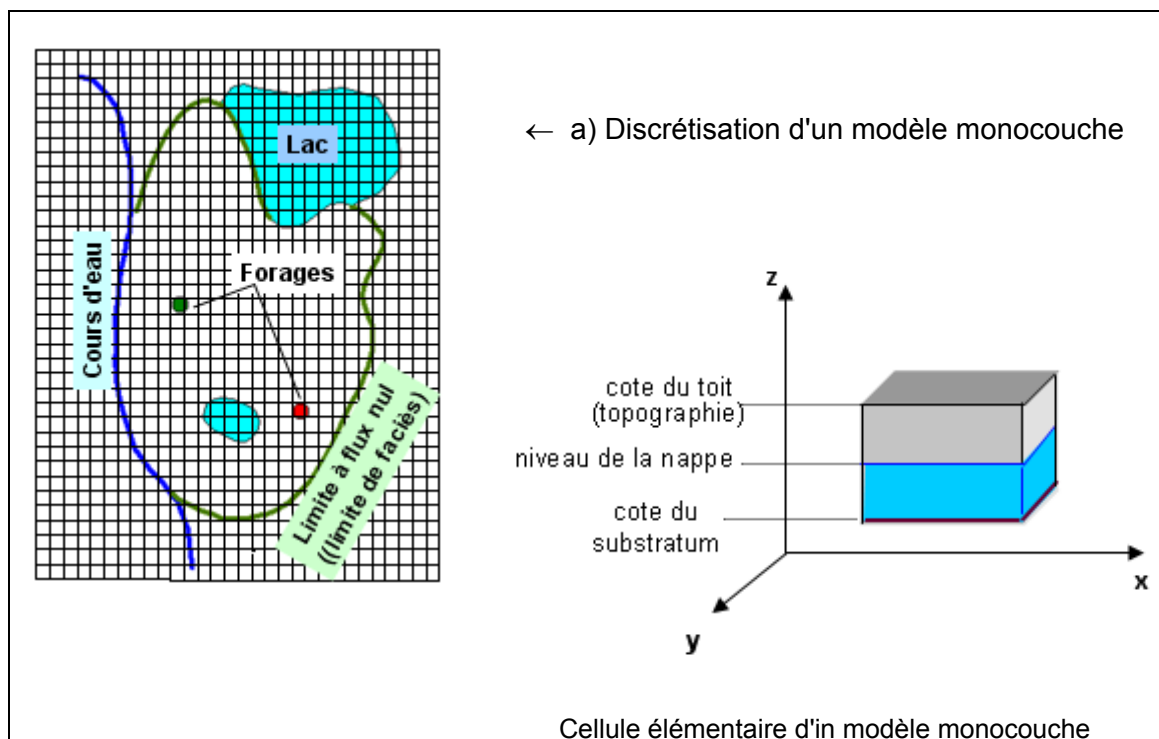
En chaque maille, le logiciel calcule une charge hydraulique (une cote piézométrique) en fonction des données introduites.

Les modèles tridimensionnels sont surtout construits pour mieux prendre en compte des ouvrages souterrains (en particulier, en zone urbaine).

Logiciels

Parmi les logiciels supportant des modèles spatialisés et qui ont été utilisés dans le cadre d'études portant sur de grands bassins, on peut citer MARTHE (BRGM, cf. références bibliographiques), MODCOU (École des Mines de Paris), MODFLOW (très largement diffusé), MIKE SHE (DHI), SIM...,

Remarque: dans ces modèles spatialisés, la prise en compte de la zone non saturée est théoriquement possible (cela dépend des logiciels). Compte tenu de la forte hétérogénéité de cette zone et de l'insuffisance de données pour la caractériser (les paramètres descriptifs dépendent de la teneur en eau), elle n'est en général pas intégrée dans les problématiques de gestion régionale de la ressource.



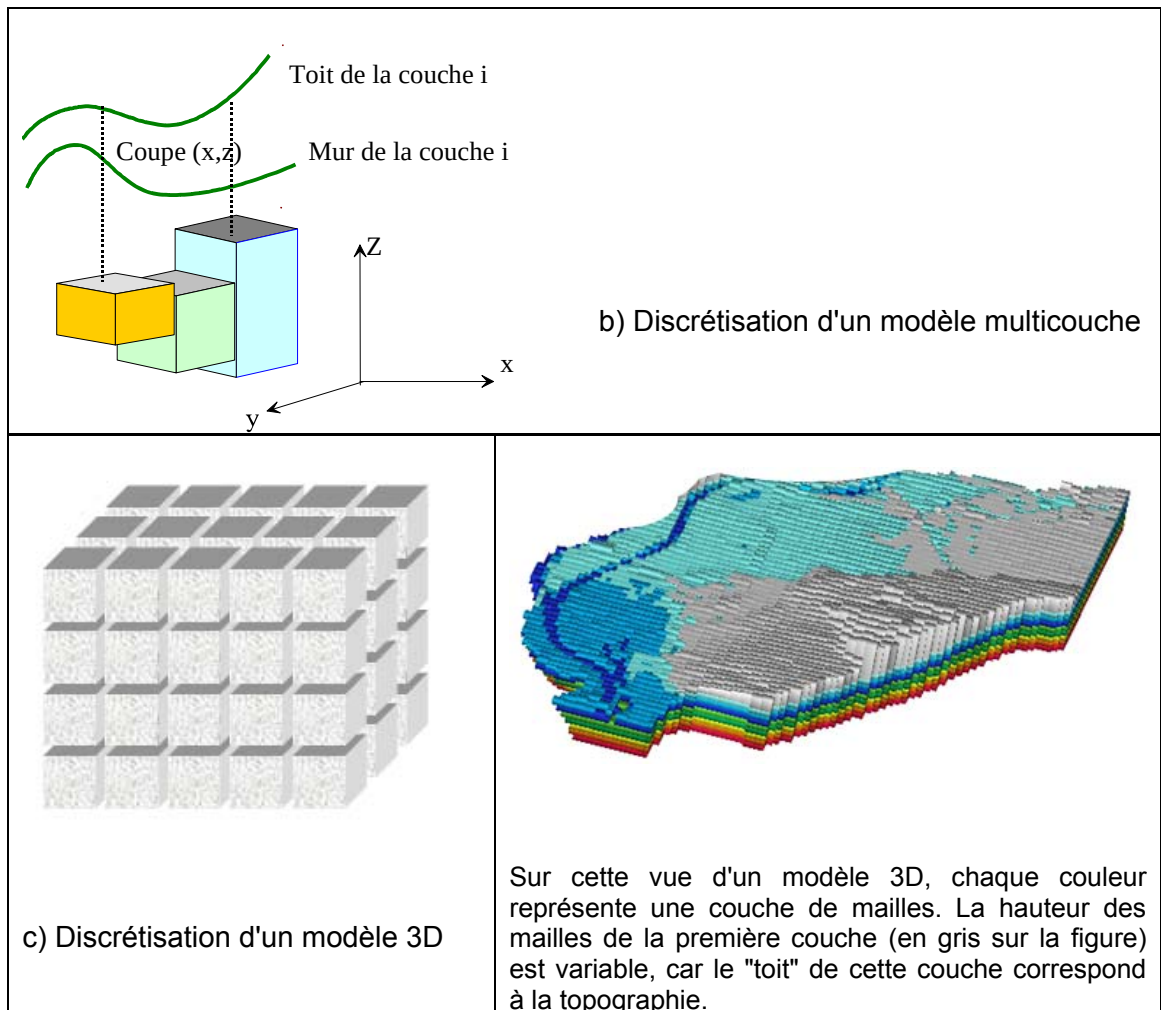


Illustration 57 – Trois types de modèles spatialisés

7.1.5. Modèles globaux

a) Type conceptuel

• Caractérisation d'un modèle global

Ces modèles utilisent un concept physique pour représenter le fonctionnement de l'hydrosystème, par exemple un assemblage de réservoirs en liaison hydraulique par l'intermédiaire de lois simples.

Un tel modèle permet de simuler "simplement" les principaux mécanismes du cycle de l'eau dans un bassin versant (pluie, évapotranspiration, infiltration, écoulements souterrains) et ce pour des pas de temps de calcul variant de l'heure, voire moins, au mois suivant l'objectif recherché.

Les transferts d'un réservoir à l'autre sont régis par des lois simples, particulières à chaque réservoir ; ces lois sont contrôlées par les paramètres des modèles (réserve utile, temps de transferts, seuil de débordement, etc.).

En raison du caractère global de cette schématisation et de la complexité du système hydrologique réel, ces paramètres ne peuvent être déduits *a priori* des caractéristiques physiographiques ponctuelles du bassin versant (géologie, couverture végétale, etc.).

Ils doivent donc être déterminés :

- soit par ajustement (calage) sur une série d'observations ;
- soit par transposition à partir de la modélisation de bassins versants proches et de caractéristiques similaires.

Quelques logiciels

- GARDENIA (BRGM) et son extension BICHE pour simuler les transferts de nitrates;
- GR4J (CEMAGREF)
- CREC (LNH-EDF)
-

• **Données nécessaires**

Comme déjà mentionné ci-dessus, les données nécessaires au calage sont :

- des séries de pluie et d'évapotranspiration (éventuellement température de l'air, s'il y a prise en compte de la fonte de la neige) ;
- une ou des séries d'observations, débits et/ou niveaux, non nécessairement continues, mais pour une période concomitante aux séries précédentes. Ces séries seront comparées avec les séries calculées par le modèle.

Ces trois (ou quatre) séries doivent être disponibles sur la même période d'observations, et il est bon de disposer de précipitations et d'évapotranspirations potentielles (ETP) pendant au moins un an avant le début des mesures de débit , ou même, suivant l'inertie du système, pendant plusieurs années auparavant (pour faciliter l'initialisation du modèle).

Par ailleurs, ces modèles font intervenir un nombre de paramètres généralement compris entre 4 et 8 (capacité du réservoir sol, temps de tarissement, coefficient de correction de la lame d'eau...) que le calage permettra de quantifier. Certains permettent un calage simultané sur une série de débits et une série de niveaux piézométriques, ce qui améliore leur fiabilité.

• **Calage**

Comme pour un modèle maillé, le calage consiste à ajuster les paramètres du modèle, de façon à obtenir la meilleure adéquation possible entre les observations (niveaux et /ou débits) et les valeurs calculées (Illustration 58).

Dans ces modèles, le calage se fait parfois par une méthode semi-automatique. L'utilisateur fournit un jeu de paramètres initiaux et indique les paramètres qui seront à optimiser. À partir de ceux-ci, le modèle fait varier ces paramètres (dans une gamme de valeurs définie par l'utilisateur) et recherche, par un algorithme d'optimisation, un jeu permettant d'obtenir les résultats les plus proches possibles de la série d'observations.

La fiabilité du modèle sera directement dépendante de la longueur et de la représentativité (valeurs extrêmes) des séries de données ayant servies au calage.

Le logiciel fournit à l'utilisateur:

- un bilan hydrologique avec les différentes composantes de l'écoulement (évapotranspiration réelle, infiltration, écoulement...);
- une représentation graphique permettant de comparer observations et simulations;
- des critères numériques d'évaluation de la qualité de l'ajustement.

Muni de ces renseignements, l'utilisateur juge de la nécessité d'essayer une nouvelle optimisation à partir d'un jeu de paramètres qu'il est libre de modifier à sa guise.

Lorsqu'à la fois les critères numériques d'ajustement et les graphiques de comparaison visuelle sont satisfaisants, il peut considérer qu'il dispose d'un jeu de paramètres représentatifs du bassin. Il peut alors, éventuellement, explorer diverses gammes de variations des paramètres autour de cette solution, afin de déterminer la famille des paramètres représentant, de façon acceptable de son point de vue, le cycle de l'eau dans le bassin (étude de sensibilité).

• Exemple de résultat de calage

Application à l'extension de séries de débits d'un bassin jaugé

Une application classique de ce type de modèle est l'extension de données hydrométriques dans le temps. Ayant calé le modèle sur une courte série de débits ou de niveaux (quelques années) et de pluies concomitantes, on utilise une série de pluies plus longue (qui est généralement disponible) pour générer avec le modèle une série correspondante de débits ou de niveaux.

La série de pluies utilisée peut être ou bien une série observée (reconstitution de données), ou bien une série générée par tirages au hasard (prévision), après avoir identifié la structure du processus statistique régissant ces pluies.

Pourquoi ne pas étendre directement les séries de débits à partir de leurs propres caractéristiques statistiques ? Essentiellement parce que le processus des pluies présente une mémoire très courte, contrairement aux débits. Pour un pas de temps

mensuel par exemple, il est tout à fait licite, dans la plupart des climats, de générer des pluies par des tirages au hasard indépendants dans les lois de distribution des pluies de chaque mois. En revanche, une telle procédure serait souvent erronée pour des débits et presque toujours pour des niveaux piézométriques.

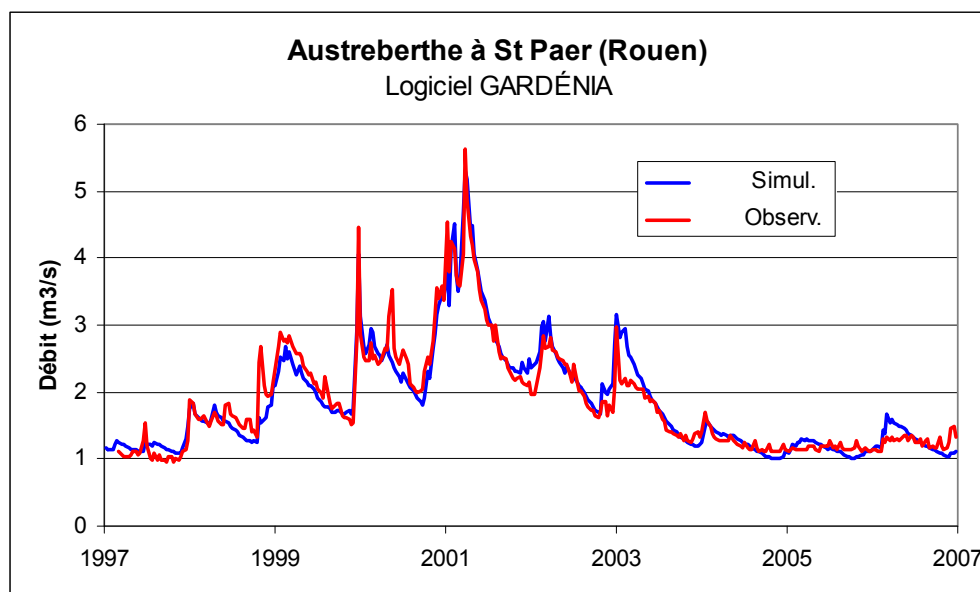


Illustration 58 – Simulation des débits de l'Austreberthe à St Paer avec le logiciel GARDÉNIA.

Application aux bassins non jaugés

L'utilisation de formules de transposition régionales pour évaluer les paramètres à utiliser pour un bassin non jaugé est une application à envisager avec prudence. Il est en effet nécessaire de disposer d'un large échantillon de calages sur des bassins de la même région.

D'autre part, il est fréquent qu'il existe une corrélation (numérique) entre plusieurs paramètres. Le calage consiste en un ensemble de paramètres, cohérents entre eux, qu'il serait dangereux de dissocier. Il vaut mieux utiliser le jeu de paramètres complet d'un bassin voisin ou similaire.

Application à l'estimation des composantes de l'écoulement

L'application du modèle permet après calage de décomposer l'écoulement en « écoulement rapide » et en « écoulement lent » qui transite dans les nappes souterraines. Bien qu'il faille être prudent dans l'interprétation de cette décomposition, dont on ne peut pas toujours garantir qu'elle soit unique, il est possible d'estimer la recharge de la nappe sous-jacente au bassin et de contribuer ainsi à sa gestion raisonnée.

Application à la prévision

En simulant un certain nombre (une cinquantaine) de scénarii d'évolution à partir d'une date donnée, il est possible d'en effectuer des statistiques : cela conduit à une évaluation probabiliste des débits ou des niveaux (Illustration 59) auxquels on peut s'attendre pour une durée de l'ordre de grandeur du temps de mémoire du système hydrologique. À plus longue échéance, le dernier état observé n'a plus d'influence réelle sur ces débits ou ces niveaux.

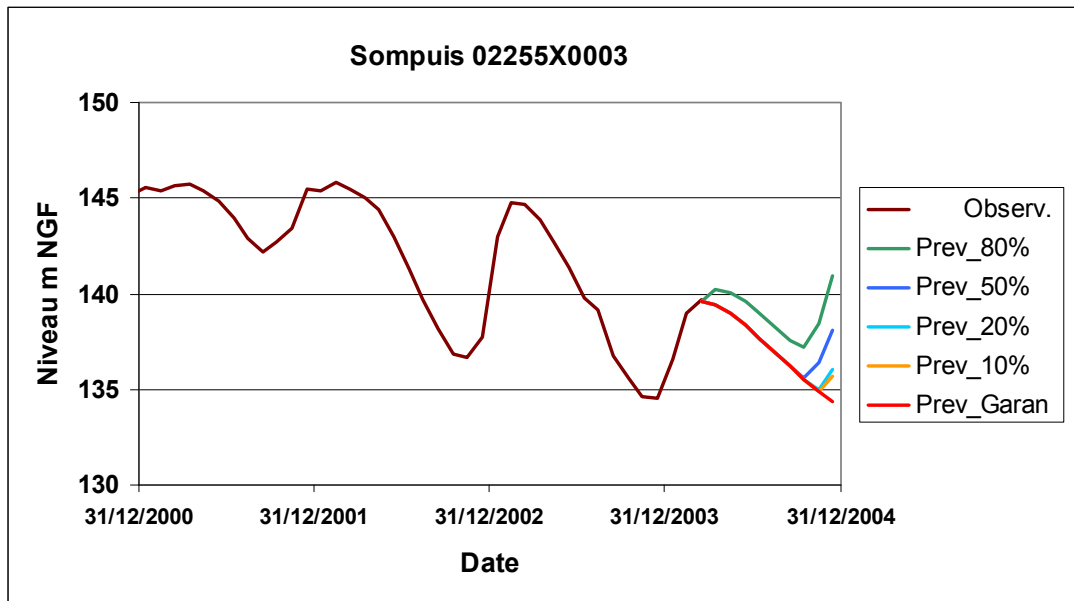


Illustration 59 - Piézomètre Sompuis (Champagne) : Prévion émise à fin mars 2004. Il est ainsi possible de prévoir pour l'été 2004 pour différents scénarios de pluies survenant après le mois de mars.

Exploitation ultérieure de séries de débits

Les séries de débits générées par un modèle peuvent ensuite être utilisées :

- pour évaluer les ressources en eau disponibles en cas de sécheresse d'occurrence rare (alimentation en eau potable, irrigation, etc.) ;
- pour dimensionner des ouvrages : micro-centrales, barrages-réservoirs etc. par simulation de la gestion de ceux-ci en temps réel sur une série chronologique ;
- pour mettre au point un système de gestion de ces équipements (en utilisant les possibilités de prévision pour améliorer les performances de la gestion).

b) Modèles globaux de type "boîte noire"

Avec des modèles de ce type, le système à modéliser se réduit à des fonctions de transfert mettant en relation une entrée du système (pluie et ETP) avec une sortie (niveaux et/ou débits) (Illustration 60).

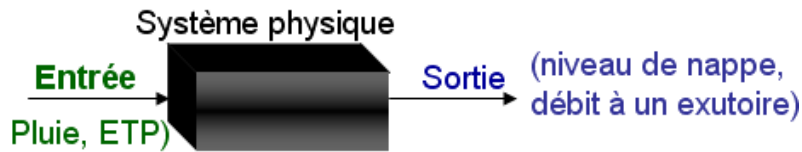


Illustration 60 - Schématisation d'un modèle du type "boîte noire"

Les fonctions de transfert permettent de s'affranchir de tous les paramètres inconnus du bassin superficiel et souterrain. Elles doivent permettre de reproduire le fonctionnement de l'hydrosystème, c'est-à-dire sa réponse aux épisodes pluvieux (élévation du niveau de la nappe, augmentation du débit à l'exutoire, ..). Toutefois, le signal d'entrée n'est pas toujours la pluie/ETP. Des fonctions de transfert peuvent en effet être recherchées entre les niveaux piézométriques (entrée) et les débits, ou inversement entre les débits (entrée) et les niveaux dans le cas par exemple des pertes en rivière. De plus, les modèles peuvent « s'emboîter », un modèle étant en entrée d'un autre.

Comme avec les modèles précédents, la sortie calculée (niveaux ou débits) doit s'ajuster au mieux sur la série de mesures disponible en reproduisant en particulier :

- les déphasages: il y a généralement une réaction différée de l'hydrosystème aux épisodes pluvieux, le "temps retard" étant plus ou moins important en fonction des caractéristiques du bassin (taille, topographie, densité de drainage, paramètres hydrodynamiques de l'aquifère);
- les amplitudes de fluctuations;

En fait, les processus étant plus complexes (coexistence d'écoulements "lents" et "rapides") et certains non linéaires (effets de seuils, débordements), plusieurs fonctions de transfert sont en général nécessaires pour simuler au mieux un système hydrologique (Illustration 61).

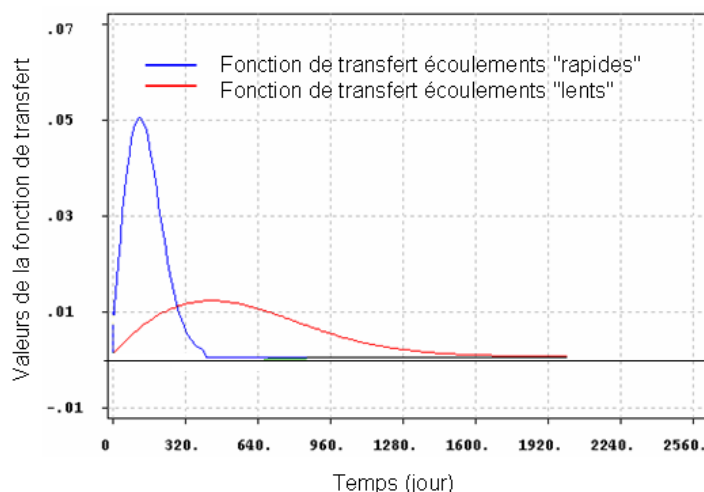


Illustration 61 - Exemple de 2 fonctions de transfert (logiciel TEMPO du BRGM)

De même, plusieurs entrées peuvent être introduites dans le processus de modélisation : ainsi, un débit à l'exutoire d'un bassin peut être reproduit à partir d'une séquence de pluies et d'ETP et à partir d'une chronique de niveaux piézométriques permettant par exemple de prendre en compte un soutien des débits d'étiage, ou plus généralement des échanges nappe-cours d'eau.

Les différentes contributions à l'écoulement global (à l'exutoire) sont calculées par le logiciel, une fois déterminées les fonctions de transfert.

c) Modèles semi-globaux ou semi distribués

• Caractérisation

Afin de mieux simuler des bassins versants hétérogènes ou des bassins versants ayant de fortes variabilités climatologiques, il peut être envisagé de simuler le fonctionnement du système hydrologique ainsi constitué au moyen de modèles globaux emboîtés ou associés en série.

On appelle ce type de modèle semi globaux ou semi distribués.

La zone d'étude est décomposée en un certain nombre de sous-bassins composant une grappe et reliés entre eux par une relation d'arborescence.

L'illustration 62 présente un exemple synthétique de bassin formé de 9 sous-bassins (numérotés de 1 à 9). La partie gauche est un plan du bassin versant et la partie droite montre l'arborescence correspondante. On dispose de 5 points d'observations : à l'exutoire des sous bassins n° 1, 2, 3, 6 et 9. Des sous-bassins fictifs (de superficie égale à zéro, appelés "points de jonction") ont été introduits pour respecter la règle du logiciel utilisé dans cet exemple selon laquelle un sous-bassin ne peut avoir que 2 sous-bassins directement en amont.

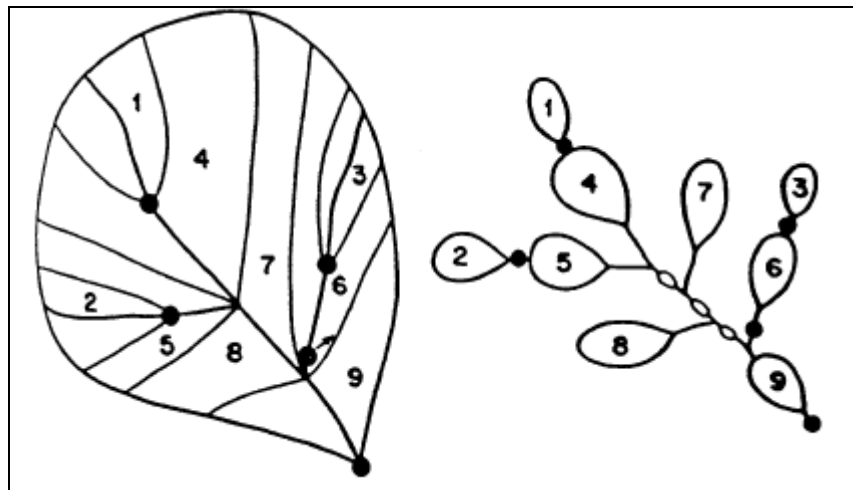


Illustration 62 - Exemple d'application d'un bassin complexe décomposé en 9 sous bassins

Chaque sous-bassin est schématisé par un modèle hydrologique global avec ses paramètres propres. Le débit calculé à l'exutoire des sous-bassins amont arrive directement dans le sous-bassin aval et chaque exutoire peut être :

- un point d'observation : on y dispose d'une chronique de débits d'observation.
- un point d'édition : on ne connaît pas le débit mais on veut le déterminer.
- un point intermédiaire.

• **Fonctionnement**

Ces logiciels fonctionnent à divers pas de temps : horaire, journalier, pentadaire (5 jours), décadaire ou mensuel. Les transferts d'eau d'un réservoir à l'autre sont régis par des lois simples, qui sont particulières à chaque réservoir ; ces lois sont contrôlées par les paramètres des modèles (réserve utile, temps de transferts, seuil de débordement, coefficient de ruissellement, etc.).

Comme pour un modèle global, ces paramètres ne peuvent pas être déduits a priori des caractéristiques physiographiques ponctuelles du bassin versant (géologie, hydrogéologie, couvert végétal, etc.) mais doivent être évalués par ajustement (calage) sur une série d'observations.

Le calage consiste à ajuster les paramètres du modèle de telle sorte qu'ils permettent de calculer des débits aussi proches que possible des débits observés. Le calage peut être, suivant les logiciels, effectué automatiquement par une procédure d'optimisation. Chaque bassin élémentaire peut avoir des paramètres et des séries climatiques (pluie et évapotranspiration) qui lui sont propres et il est possible d'attribuer à chacun des prélèvements ou des apports existants ou prévus en rivière ou en nappe. Ainsi ce modèle permet de prendre en compte l'hétérogénéité du bassin versant en terme climatique (Pluie et ETP), de fonctionnement hydraulique (répartition entre le ruissellement superficiel et l'infiltration vers les aquifères, contribution des aquifères aux débits des rivières) et de débits d'échange (débits de fuite souterrain et/ou de prélèvements ou apports naturels ou anthropiques).

• **Domaine d'application**

Ils ont le même domaine d'application que les modèles globaux mais permettent d'améliorer la spatialisation.

Quelques logiciels

- EROS (BRGM);
- TOPMODEL (LNH-EDF)
- CLSM (INPG)
-

7.2. MODELES DE TRANSPORT

Les modèles numériques permettant de simuler une pollution diffèrent suivant :

- le modèle mathématique qui est sous jacent (monophasique, polyphasique, lois caractéristiques, couplage,...);
- le type de milieu que ce modèle permet de traiter : poreux, fissuré, à double porosité (porosité matricielle et de fissures) ;
- la possibilité de traiter à la fois la zone non saturée et la nappe ;
- la technique de résolution utilisée (en particulier le mode de discrétisation);
- le nombre de dimensions spatiales (1D, 2D, 3D) pris en compte.

Le modèle numérique sera choisi en fonction du contexte hydrogéologique, du ou des produits à étudier et des données disponibles.

7.2.1. Différents types de modèles numériques

Le modèle numérique est la transcription algorithmique du modèle mathématique choisi pour rendre compte des processus de pollution, c'est à dire la formulation numérique du système d'équations sélectionnées et des relations utilisées pour assurer le couplage de ces équations ; cette formulation est fonction du mode de résolution choisi. Ces équations peuvent être plus ou moins nombreuses suivant le nombre de phases et de composants.

Afin de réaliser le modèle adapté il pourra être nécessaire, suivant le cas, d'avoir recours à un seul logiciel ou à plusieurs logiciels couplés.

a) Types de pollutions

On peut distinguer deux grandes classes de modèles : ceux qui traitent des pollutions miscibles et ceux qui traitent des pollutions non miscibles. Bien que ces dernières soient les plus fréquentes, leur modélisation est encore peu répandue en raison de leur complexité et des très nombreuses données qu'il faut acquérir.

• Modélisation des pollutions miscibles

Le polluant ne formant pas de phase distincte de celle de l'eau, la modélisation est conduite en monophasique. Par rapport aux pollutions non miscibles, les modèles nécessitent moins de données et moins de paramètres et sont donc plus faciles à construire. Cette facilité est cependant toute relative et modéliser une pollution diffuse à l'échelle d'une nappe régionale est une tâche d'envergure nécessitant la collecte de nombreuses données.

Dans tous les cas, qu'il s'agisse d'une pollution localisée ou se développant à l'échelle régionale, la construction du modèle suit les mêmes étapes. En particulier le modèle d'écoulement doit être mis au point avant le modèle de transport.

Dans le cas d'une pollution miscible en nappe, sans modification sensible de la masse volumique de l'eau, deux équations suffisent :

- l'équation de l'écoulement de l'eau dont la résolution fournit les charges hydrauliques puis le champ de vitesses ;
- l'équation du transport (convection et dispersion) dont la résolution fournit les concentrations

Ces deux équations sont résolues successivement.

Si le polluant modifie sensiblement la masse volumique de l'eau, les deux équations précédentes doivent être résolues simultanément (loi de Darcy généralisée). Le couplage est assuré par une loi de dépendance entre concentration et masse volumique.

Ce sera par exemple le cas d'une pollution de nappe côtière par intrusion d'eau salée.

• **Modélisation des pollutions non miscibles**

La plupart des modèles sont construits dans le cadre de la recherche pour comprendre et reproduire les phénomènes observés mais aussi pour tester les méthodes de résolution des systèmes d'équations retenus (nombreux problèmes numériques liés aux différents couplages, traitements des interfaces abrupts entre phases, choix des inconnues ...).

Les modèles opérationnels concernent surtout la zone non saturée et la plupart sont destinés à dimensionner des opérations de décontamination.

Compte tenu de la complexité des phénomènes, différents niveaux de simplification sont utilisés pour mettre en œuvre une modélisation.

σ Niveau 1 : écoulement monophasique eau et transport

On modélise uniquement le transport des composants solubles une fois la nappe atteinte en estimant l'intensité de cette source de pollution secondaire (quantité de composants relâchés par unité de temps).

Par rapport aux polluants miscibles, non dégradables et non adsorbables, les paramètres supplémentaires qu'il faut acquérir concernent l'affinité du polluant pour la phase solide et sa capacité de dégradation.

1) Affinité pour la phase solide

L'affinité d'un polluant pour la phase solide est quantifiée par deux grandeurs liées entre elles :

d'une part le K_{ow} , coefficient de partage octanol/eau,

d'autre part le Koc, coefficient de partage avec le carbone organique, calculable à partir du Kow par une relation du type : $\log Koc = a \log Kow + b$

Pour un produit hydrophile, $\log Koc < 2$ et pour un produit hydrophobe $\log Koc > 4$

Par exemple, pour le trichloréthylène (TCE), on a :

$$\log Kow = 2.29$$

La valeur de $\log Koc$ déduite de cette valeur de $\log Kow$ à partir de la relation générale présentée ci-dessus varie suivant les auteurs.

Une valeur moyenne est donnée par Fetter (1999) :

$$\log Koc = 2.07 \quad \text{soit } Koc = 117.5 \text{ ml/g}$$

Ces valeurs font du TCE un produit peu susceptible de subir une adsorption induisant un retard sensible de sa propagation dans la nappe.

2) Capacité de dégradation

Les hydrocarbures peuvent être dégradés par différents processus, mais dans les eaux souterraines, il est difficile de quantifier ces transformations en raison de l'hétérogénéité du milieu, de la diversité des conditions physico-chimiques y régnant et de la méconnaissance du type et de la quantité de bactéries présentes.

Par exemple en conditions anaérobies le TCE peut se dégrader suivant des processus abiotiques (par voies chimiques uniquement) ou biotiques (impliquant des micro-organismes). Dans ce dernier cas, il existe une chaîne de dégradations produisant du dichloro-éthylène, puis du chlorure de vinyle dégradé à son tour en éthylène.

Chaque étape de déchloration est théoriquement plus lente que la précédente et le processus peut ne pas parvenir au stade ultime. Il peut donc y avoir accumulation de produits dérivés, par exemple du chlorure de vinyle (Industrial Members of the Bioremediation of Chlorinated Solvents Consortium of the Remediation Technologies Development Forum (RTDF) - "Natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater : principles and practices", 1997)

σ Niveau 2 : écoulements diphasiques eau-huile

On modélise uniquement les écoulements immiscibles eau-huile sans traiter les problèmes de transport. Voir par exemple Kueper et Frind (1991) ; il s'agit d'une modélisation 2D en coupe verticale en zone saturée uniquement.

σ Niveau 3 : écoulements triphasiques

Les phases eau, air et huile sont prises en compte par l'intermédiaire des lois caractéristiques. Mais le plus souvent, la phase air est supposée immobile et à la pression atmosphérique. Voir par exemple Faust et al (1989).

σ Niveau 4 : écoulements triphasiques avec transport

On modélise le transport d'un composant pouvant se répartir dans les 3 phases. Le transport est convectif dans la phase eau et huile et seulement diffusif dans la phase air. Celle-ci est supposée immobile et à la pression atmosphérique. Voir par exemple Forsyth (1988).

Dans un problème polyphasique, le nombre d'équations et de relations peut devenir très important. Ainsi dans le modèle de Pinder et Abriola (1986), 27 équations indépendantes sont nécessaires pour simuler une pollution par des hydrocarbures.

La modélisation de pollutions de nappes occasionnées par des produits non miscibles à l'eau tels que les hydrocarbures est indéniablement une tâche difficile. Elle doit s'appuyer non seulement sur une bonne connaissance de l'hydrodynamique mais aussi sur une appréciation des conditions bio-physico-chimiques susceptibles d'être rencontrées dans l'aquifère. Une étude bibliographique poussée doit permettre de compléter les éléments manquants et toute simulation doit être accompagnée d'une analyse de sensibilité, indispensable pour tenir compte des incertitudes pouvant peser sur des paramètres jouant un rôle important dans les processus de transport, d'adsorption et de dégradation. Enfin, un logiciel approprié doit être utilisé pour traiter ces problèmes dans leur complexité.

Par ailleurs, s'il est bien sûr légitime d'adopter des hypothèses simplificatrices, celles-ci doivent rester réalistes et cohérentes entre elles : on peut par exemple ne simuler que la fraction du polluant dissoute dans l'eau, mais elle doit être évaluée aussi précisément que possible en tenant compte de la fraction résiduelle piégée dans la zone non saturée, de la vaporisation,calculs pouvant être menés à l'aide de formules appropriées intégrant les caractéristiques du produit.

b) Type de résolution

Les modèles de transport, réalisés ultérieurement aux modèles hydrodynamiques, ont été développés afin de s'adapter aux premiers. On retrouve ainsi les mêmes différents types de discrétisation spatiale mis et les mêmes techniques de calcul, notamment :

- différences finis,
- éléments finis.
- volumes finis (récemment préconisés pour leur stabilité et la conservation du principe du maximum)

Les modèles aux éléments finis sont généralement plus difficiles à mettre en œuvre (maillage) et sont plus délicats pour gérer les « assecs », ils sont de ce fait réservés pour des milieux discontinus et/ou non homogènes mais cet intérêt est toutefois très limité dans la mesure où les informations sur la structure à modélisée sont généralement très insuffisantes.

7.2.2. Solutions analytiques

Pour des milieux poreux saturés en eau il existe une assez large gamme de solutions analytiques (à 1, 2 ou 3 dimensions) mais la plupart d'entre elles impliquent les hypothèses d'homogénéité du milieu et d'uniformité de la vitesse d'écoulement.

Pour des milieux fissurés, les solutions sont très peu nombreuses et concernent des géométries très simplifiées (réseau de fractures parallèles par exemple).

Les modalités d'injection du polluant traitées par ces solutions sont:

- l'injection brève. Mathématiquement elle est instantanée (et se traduit dans les conditions aux limites par une impulsion de type "Dirac"). Pratiquement, si on utilise les solutions correspondant à ce mode d'injection, il faut que l'injection soit brève par rapport à l'intervalle de temps que l'on considère,
- l'injection continue. Il peut s'agir :
 - soit de l'injection continue d'une masse, à taux constant ou variable dans le temps ;
 - soit de l'injection continue d'une masse, la source restant à concentration constante.

Entre ces deux types extrêmes, fréquemment rencontrés dans les expériences de traçage, prend place l'injection de durée finie, sur un intervalle de temps $[t_0, t_1]$.

En utilisant le principe de superposition (applicable en raison de la linéarité de l'équation du transport de masse), il est possible de traiter le cas de plusieurs sources de pollution ou encore des injections variables dans le temps.

Remarques

Utiliser un schéma 1D revient à considérer qu'il existe un plan de symétrie passant par la source de pollution (et donc que celle-ci est suffisamment étendue perpendiculairement à ce plan pour que les effets de bord soient négligeables) et qu'il y a homogénéisation de la pollution sur toute l'épaisseur de la nappe (ou bien que la source se prolonge jusqu'au substratum).

Utiliser un schéma 2D revient à considérer qu'il y a homogénéisation de la pollution sur toute l'épaisseur de la nappe (ou bien que la source se prolonge jusqu'au substratum).

7.2.3. Règles à respecter en matière de modélisation

Une modélisation est un enchaînement de nombreuses étapes allant de l'élaboration d'un modèle conceptuel à la validation du modèle construit.

a) *Modèle conceptuel*

C'est une étape nécessaire, à partir de laquelle le modèle utilisateur sera construit. La réflexion doit porter sur la meilleure façon de représenter le problème de pollution compte tenu des outils et des données disponibles (Illustration 63).

Ce modèle pourra être à 1, 2 ou 3 dimensions d'espace et pourra intégrer ou non la zone non saturée :

- modèle 1D : en général pour simuler seulement le transit vertical dans la zone non saturée.
- modèle 2D en coupe verticale (x,z) s'il existe un plan de symétrie,
- modèle 2D plan (x,y) : pour traiter une pollution de nappe à grande échelle,
- modèle 3D pour traiter le problème dans toute sa généralité

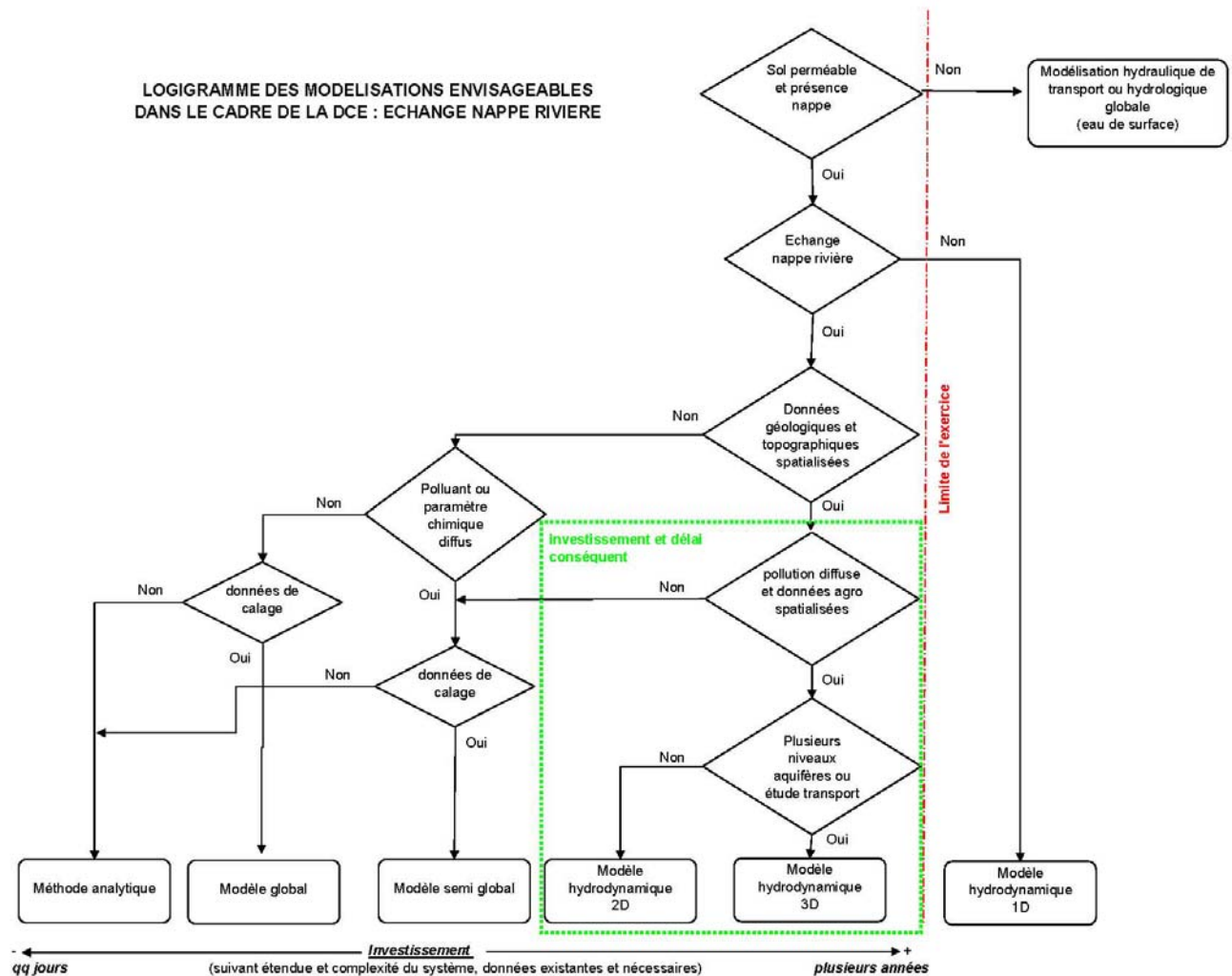


Illustration 63 – Logigramme des modélisations envisageables pour les échanges eau souterraine / eau de surface

Les aspects hydrodynamiques sont fondamentaux car ils conditionnent les trajectoires et les vitesses de migration. Il faudra donc en conséquence délimiter au mieux la zone d'intérêt et bien choisir les conditions à imposer sur ces limites.

Néanmoins, le modèle doit être construit en fonction du problème de pollution et non pas en fonction de l'hydrodynamique : ainsi un modèle plan 2D pourra très bien être satisfaisant pour simuler une nappe (cas général, car la charge hydraulique ne varie pratiquement pas sur une verticale pour des nappes étendues et peu épaisses) mais sera bien sûr tout à fait inadapté pour reproduire une stratification verticale de la pollution. Dans un modèle plan 2D il y a automatiquement une dilution du polluant sur toute l'épaisseur aquifère d'où une sous estimation des concentrations dans une première tranche de profondeur.

Suivant la durée des simulations prévue et l'ampleur des fluctuations de la nappe, il faudra opter soit pour un régime permanent soit pour un régime transitoire.

b) Construction du modèle numérique

C'est le passage du modèle conceptuel au modèle utilisateur par structuration du jeu de données et de paramètres sous la forme spécifiée par le logiciel choisi.

Si le choix se porte sur un logiciel aux différences finies, la taille des mailles devra être fixée de façon à ce que les critères de Peclet et Courant soient respectés au mieux de façon à minimiser la diffusion numérique.

c) Calage

Le calage du modèle hydrodynamique consiste à reproduire au mieux les observations piézométriques disponibles (cartes et/ou chroniques). Ce calage permet d'obtenir le champ de perméabilité qui était a priori inconnu (sauf peut être en quelques zones testées par pompages d'essai).

Un calage hydrochimique serait également souhaitable pour mieux cerner les paramètres hydrodispersifs mais la plupart du temps, les données sur le suivi de la migration d'un élément manquent.

d) Validation

Idéalement le modèle doit être validé sur des données non utilisées au cours du calage de façon à tester son aptitude à la prévision.

e) Analyse des incertitudes

Elle devrait toujours conclure une modélisation car elle permet d'évaluer les incertitudes sur les prévisions compte tenu des incertitudes qui peuvent être de trois sortes:

- données insuffisantes pour le calage ou données incertaines (ou erronées),
- incertitudes dans l'estimation par calage des paramètres du modèle,
- incertitudes dues à l'inadéquation du modèle (schématisation trop poussée de processus complexes)

Pour évaluer les incertitudes sur les prévisions faites par le modèle plusieurs méthodes peuvent être utilisées.

On présente ci-dessous un exemple relatif à la construction d'un modèle permettant de prévoir l'évolution d'une pollution par des nitrates.

1) Données nécessaires pour modéliser la nappe en régime transitoire

- Données pour la construction de la géométrie du modèle :

- cotes du substratum et s'il y a lieu des différentes strates ou couches géologiques identifiées ;
- cotes topographiques (pour gérer les zones d'émergence de la nappe : sources, marais,...) et cotes du toit des couches (si plusieurs couches)

- Données sur l'aquifère :

- cartes piézométriques et chroniques piézométriques nécessaires au calage du modèle hydrodynamique ;
- prélèvements effectués dans la nappe (AEP, industries, irrigation) ;
- paramètres hydrodynamiques disponibles : perméabilité et coefficients d'emménagement.

Remarque : le calage du modèle sur les observations piézométriques permet de restituer les données qui ne peuvent être connues en chaque maille du modèle, c'est à dire les perméabilités et les coefficients d'emménagement. La recharge de la nappe si elle est inconnue peut être également restituée par calage.

- Données climatologiques

- Précipitations, ETP, données de base pour le calcul d'un bilan hydrique et pour avoir une première estimation de la quantité d'eau infiltrée.

- Zone non saturée

Si la zone non saturée est prise en compte, il faut être en mesure de la caractériser par les lois de comportement, c'est à dire lois de rétention et lois de perméabilité. La plupart du temps, compte tenu du coût d'acquisition des mesures permettant d'établir ces lois et des problèmes de transposition à l'échelle régionale, il s'agira de lois et de paramètres extraits des bases de données disponibles.

Si la zone non saturée n'est pas modélisée, il faut éventuellement évaluer les temps de transfert entre la surface du sol et la surface de la nappe.

2) Données nécessaires pour modéliser un transport de masse

- Paramètres du transport

Il s'agit de la porosité cinématique et des dispersivités. Ces paramètres peuvent être obtenus en interprétant des traçages (analyse de la courbe de restitution de traceurs artificiels injectés dans un piézomètre et "récupérés" par pompage dans un puits).

- Données sur la dégradation et l'adsorption

Il s'agit de paramètres nécessaires lorsque le polluant est susceptible de se dégrader ou présente une affinité pour la matrice solide.

7.2.4. Principaux logiciels "complets " disponibles

Il en existe une grande variété, la plupart mis au point aux Etats-Unis (cf. le catalogue du Scientific Software Group publié chaque année – cf. aussi <http://www.scisoftware.com>).

Peu nombreux sont ceux capables de traiter une pollution sous tous ses aspects.

A titre d'exemple, différents logiciels polyvalents largement utilisés en France et à l'étranger sont décrits succinctement ci-dessous. Tous ces logiciels sont susceptibles d'être couplés avec des logiciels complémentaires existants ou à développer dans le cadre d'une demande particulière. Certains comportent en standard le module de modélisation de la ZNS et différentes possibilités de transport (MARTHE), d'autres ont été développés différemment c'est-à-dire avec un logiciel hydrodynamique auquel on associe des logiciels par couplage (MODCOU, MODFLOW).

Afin d'illustrer la difficulté à comparer les différents modèles existants, l'illustration 64 fournit une représentation schématique du modèle utilisé par le PIREN-Seine pour l'étude du transfert des nitrates sur le bassin versant de la Seine sur laquelle on a tracé les domaines, et non les fonctionnalités, d'utilisation des logiciels MARTHE et MT3DMS.

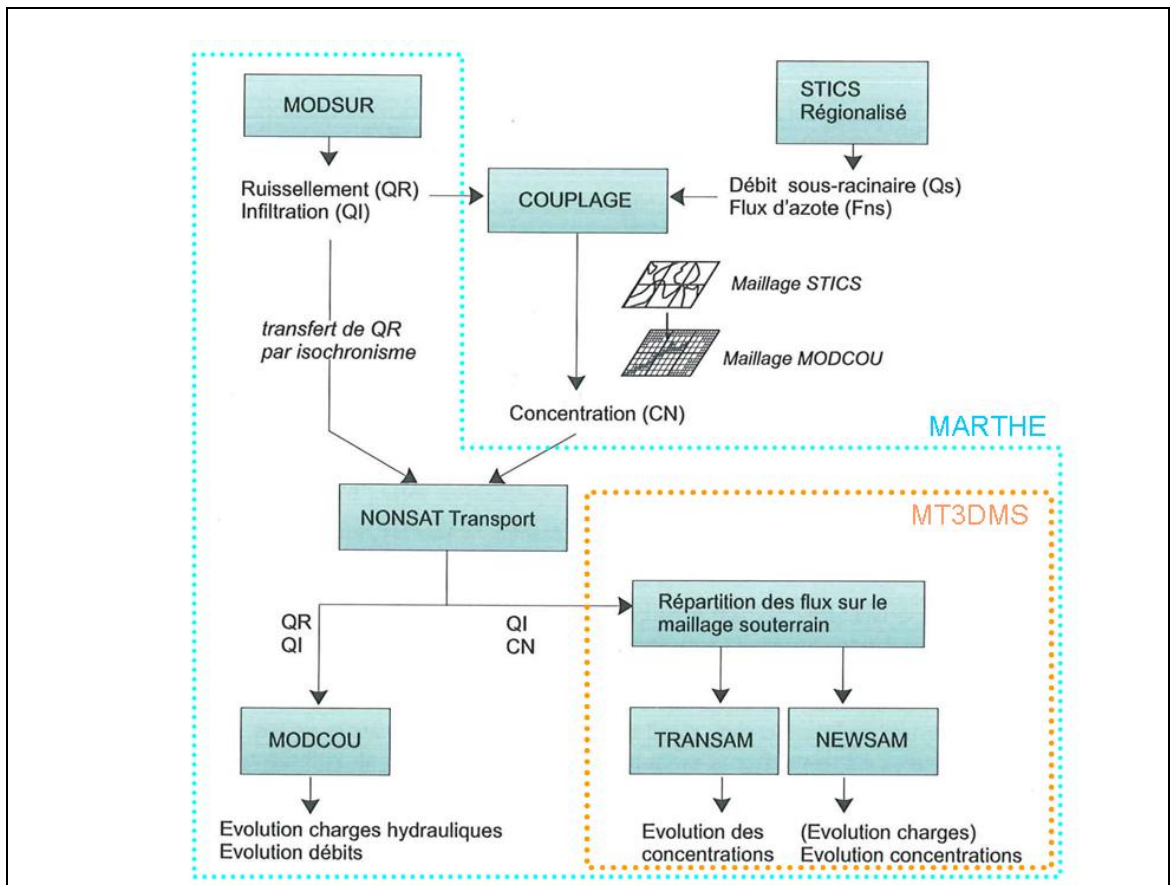


Illustration 64 - Représentation schématique du couplage entre STICS- MODCOU -NEWSAM

a) Différences finies

MARTHE (France – BRGM)

Il s'agit d'un logiciel complet de modélisation hydrodynamique pouvant traiter toutes les configurations d'écoulements dans un milieu poreux (ou poreux équivalent): en 2D (plan ou coupe verticale), en 3D ou en multicouche, en zone saturée et/ou non saturée, en régime permanent ou transitoire. Marthe permet de prendre également en compte les échanges entre un réseau hydrographique et les nappes sous jacentes.

Des problèmes densitaires (thermique et salinité) peuvent également être traités, totalement couplés à l'hydrodynamique ainsi que des problèmes d'écoulements diphasiques.

Les calculs hydrodynamiques sont effectués suivant un schéma aux différences finies. Le logiciel permet également de réaliser automatiquement une analyse d'incertitudes

(méthode statistique par calcul de la matrice des variances-covariances des paramètres).

Pour le transport de masse, selon le type de problème posé (dominance de la convection ou de la dispersion), l'utilisateur peut choisir entre trois techniques de calcul pour optimiser le schéma de transport mis en œuvre :

- différences finies ;
- méthode des caractéristiques (MOC) ;
- méthode des déplacements aléatoires (Random Walk)

Les interactions physico-chimiques entre eau, polluant et phase solide peuvent être simulées par couplage direct entre le modèle de transport et un modèle chimique établi en fonction du contexte géochimique caractérisant l'aquifère.

NEWSAM+MODCOU (France – PIREN)

Cet outil de modélisation développé par l'ENSM Paris est constitué de plusieurs logiciels couplés (Illustration 64).

Dans cet exemple, la ZNS est modélisée :

- au niveau de la zone racinaire, par le logiciel STICS développé par l'INRA et régionalisé par l'ENSM,
- puis, par couplage, avec le logiciel NONSAT.

MT3DMS+MODFLOW (U.S.A.)

Il s'agit d'un logiciel dédié uniquement au transport de masse dans les nappes (convection, dispersion et réactions chimiques) mais il est en prise directe avec le logiciel MODFLOW de l'U.S. Geological Survey qui prend en charge la modélisation des écoulements d'eau (MODFLOW peut être considéré comme un standard international en matière de modélisation de nappes).

Depuis 1990 il est dans le domaine public. Comme pour MODFLOW, dont la version de base est aussi dans le domaine public, différentes versions commerciales existent différant par leurs préprocesseurs graphiques.

MT3DMS (MT3D Multi Species) est la version actuelle de MT3D qui permet de prendre en compte le transport simultané d'éléments pouvant interagir entre eux et avec la phase solide suivant différentes cinétiques et isothermes d'adsorption.

MT3DMS prend en compte les échanges entre une phase d'eau mobile et une phase d'eau immobile. Chaque maille est donc caractérisée par une double porosité. Cette

possibilité peut être mise à profit pour simuler le transport d'éléments dans des milieux à double porosité (de fissures et matricielle).

L'équation du transport peut être résolue suivant différentes techniques :

- les différences finies classiques,
- différentes variantes de la méthode des caractéristiques,
 - la méthode dite TVD (Total Variation Diminishing) qui permet de traiter plus correctement les fronts abrupts et de minimiser oscillations et diffusion numériques.

Autres logiciels pouvant être couplés avec

b) Eléments finis

HYTEC 2D (France – ENSMP)

Ce logiciel résulte du couplage entre un code de calcul de spéciation chimique (CHESS) et un code de calcul des écoulements et du transport de masse en solution (METIS). Le logiciel intègre tous les processus importants tels que la spéciation, l'adsorption, l'oxydo- réduction, la précipitation et la dissolution de minéraux.

Les problèmes d'écoulement et de transport sont résolus suivant un schéma aux éléments finis.

Seules les pollutions miscibles en nappe sont traitées.

FEFLOW 3D (DHI- Danemark)

Ce logiciel permet la modélisation hydrodynamique en zone saturée en milieux poreux et en milieu fracturé avec les possibilités de transport de masse et de chaleur définies ci-dessous.

Modélisation du transport de masse:

- Transport par advection dispersion
- Transport de contaminants unique ou multiple
- Sorption
- Réaction
- Intrusion saline
- Convection diffuse double ou multiple
- Convection libre, forcée ou mixte
- Transport de masse dans les fractures

Modélisation du transport de chaleur:

- Transport de chaleur par advection dispersion
- Convection libre, forcée ou mixte
- Transport de chaleur dans les fractures
- Convection thermohaline

MOFAT+ (HYDRUS ?) (U.S. Environmental Protection Agency)

Il s'agit d'un logiciel aux éléments finis permettant de modéliser des écoulements triphasiques (Eau, Huile, Gaz) en milieux poreux en coupe verticale (x,z) ou en coupe radiale (r,z).

Le logiciel simule le transport d'éléments (jusqu'à 5 espèces chimiques) par convection et dispersion et le passage d'éléments d'une phase à une autre. La phase huile peut être constituée de LNAPL ou bien de DNAPL. Les composants pris en compte dans le transport peuvent se répartir dans les 3 phases et dans la phase solide suivant des cinétiques linéaires. Une ou deux des trois phases peut être absente localement.

Les propriétés du milieu poreux sont prises en compte par l'intermédiaire des lois de perméabilité relative en fonction de la saturation et le couplage entre phases est assuré par les lois de pression capillaire en fonction de la saturation.

7.3. OUTILS GEOCHIMIQUES

Pour quantifier les apports souterrains et les processus à l'interface nappe-rivière plusieurs méthodes basées sur des analyses *in situ*, sont possibles. Il s'agit notamment de la quantification de certaines molécules conservatives ou des isotopes présentes dans les eaux de la nappe et de la rivière.

Comme décrits précédemment, les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent avoir des compositions chimiques différentes. Ainsi les paramètres physico-chimiques, les cations (Na, Ca, Mg, K), les anions (Cl, SO₄, HCO₃, Br) et les isotopes sont utilisés comme traceurs des échanges nappe-rivière. Il faut souligner que leur présence en solution est contrôlée par divers processus chimiques décrits dans le chapitre précédent tels que les réactions acide-bases, la précipitation et la dissolution de minéraux, l'échange d'ion et la sorption, les réactions d'oxydoréduction, la biodégradation et les échanges gazeux. Ainsi l'utilisation de ces outils ne doit pas négliger ces mécanismes lors de l'interprétation des données.

7.3.1. Les paramètres physico-chimiques

Le suivi des paramètres tels que la conductivité, pH ou le redox (Eh) mesurables *in situ* est utilisé pour étudier le drainage des eaux souterraines dans les cours d'eau. Le suivi de la conductivité est particulièrement efficace lorsque les eaux souterraines sont très minéralisées et contribuent à la minéralisation des eaux de surface (Brodie et al. 2007). Les variations temporelles de la conductivité des cours d'eau permettent également de mettre en évidence la dynamique des apports souterrains. Par ailleurs, dans les contextes acides, le suivi du pH permet de décrire les apports souterrains.

7.3.2. Les ions majeurs

La composition chimique des eaux souterraines est plus stable que celle des eaux superficielles, même si c'est un peu moins vrai au niveau des secteurs *karstiques*. La minéralisation des eaux souterraines est généralement plus importante que celle des eaux de surface principalement à cause des temps de contact eau-roche qui sont plus long et favorisent ainsi la mise en solution d'éléments présents dans les phases minérales des roches comme la calcite, le quartz ou les minéraux argileux. La présence d'éléments dissous en quantité notable dans la nappe montre l'importance des connaissances géologiques à des fins de qualification de la qualité des eaux. Il est ainsi possible de caractériser des compositions hydrochimiques caractéristiques des lithologies drainées (Illustration 65).

L'Illustration 66 propose une composition chimique moyenne d'eaux de surface drainant les principaux types de roches établie par Meybeck (1984). Les données ont été obtenues d'une part à partir de références à l'étranger, mais aussi à partir de l'étude de petits bassins français.

	Carbonates		Sablo-gréseux		Evaporites	Socle	Volcanisme	Alluvions
	Libre	Captif	Libre	Captif				
Ca	++ à +++	++	++ à +++	++	++ à +++	+ à ++	+	?
Mg	+ à ++	+ à ++	+ à ++	+ à ++	++ à ++++	+	+	?
Na	+ à ++	+ à +++	+ à ++	+ à +++	++ à ++++	+ à ++	+ à ++	?
K	+	+	+ à ++	+ à ++	+ à ++++	+	+	?
HCO₃	+++	+++	++ à +++	++ à +++	+ à ++	+ à ++	+ à ++	?
Cl	+	+ à ++	+	+ à ++	++ à ++++	+ à ++	+	?
SO₄	+ à ++	+ à ++	+ à ++	+ à ++	++ à ++++	+		?
SiO₂	+	+	+ à ++	+ à ++	+	+ à ++	+ à ++	?
NO₃	+	+	+	+	+	+	+	?

+ : quelques mg/L

++ : quelques dizaines de mg/L

+++ : quelques centaines de mg/L

+++ : quelques g/L et plus

Illustration 65 - Ordre de grandeur des concentrations en éléments majeurs généralement mesurées dans les eaux souterraines en fonction de la lithologie de l'aquifère (Blum et al., 2002)

Type de roches	Nb données	SiO ₂	Σ+	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺ /Mg ²⁺	Ca ²⁺ /Na ⁺	SiO ₂ /Σ ⁺
		mg/l	meq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	eq/eq	eq/eq	mole/eq
A. Echantillons d'analyses de tous pays													
roches plutoniques	11	8	0.14	1.6	0.18	0.87	0.27				5.2	2.1	0.9
roches volcaniques	24	21.7	0.7	6.5	2.16	4.8	1.33				1.8	1.5	0.5
roches métamorphiques	18	9.9	0.27	2.8	0.72	1.15	0.86				2.3	2.7	0.65
roches détritiques non carbonatées	16	7	0.20	2.2	0.58	0.85	0.27				2.3	3	0.5
roches détritiques carbonatées et calcaires	17	5.1	2.5	39.5	5.4	1.31	0.7				4.4	34	0.03
évaporites	13	7	18	61.2	17.3	310.5	3.5	479	112.3	131.8	2.1	0.2	0.006
B. Petits bassins français													
roches plutoniques et métamorphiques	30	9	0.185	0.96	0.53	1.91	0.36		1.8	9	1.1	0.6	0.75
roches volcaniques	54	12.8	0.435	3.14	1.98	2.3	0.54		0.42	26	0.95	1.5	0.45
roches détritiques non carbonatées	47	9.6	0.5	4.8	1.8	2.1	0.82		5.3	2.3	1.6	2.8	0.30
roches détritiques carbonatées et calcaires	60	6.4	3.55	64.6	3.2	0.82	0.41		4.26	213.3	12	90	0.03
Évaporites (C)	6	8	20	248	84	13.8	1.56	21.3	720	268	1.8	20	0.006

- A Valeurs médianes des concentrations **après déduction des apports** atmosphériques pour chaque élément
 B Moyennes géométriques des concentrations observées en France, **après déduction des apports atmosphériques**, pour chaque élément
 C pour les évaporites, médiane des valeurs des eaux de 6 bassins évaporitiques de Lorraine – Franche-Comté, Alpes et Provence (valeurs hors crues)

Illustration 66 - Composition chimique moyenne des eaux de surface drainant les principales catégories de roches (Meybeck, 1984).

Dans les cours d'eau, il est possible d'observer des mélanges d'eaux issues de plusieurs sources en proportion différentes. Pour étudier ces mélanges il est usuel d'examiner la relation des éléments de la minéralisation de tous les points d'eau avec l'élément conservatif le plus représentatif comme les chlorures, le sodium ou les sulfates selon les cas.

La distinction du fond hydrogéochimique des différentes eaux de rivières s'observe surtout pour les cations majeurs au niveau des teneurs respectives en calcium, sodium et potassium ainsi que les teneurs en carbonates et en silice tandis que les teneurs en magnésium et sulfates sont généralement moins discriminantes à l'exception des faciès évaporitiques ou dolomitiques pour le magnésium.

La similitude des concentrations en ions majeurs entre la nappe de la craie, la nappe alluviale et la rivière a été décrite par Petelet-Giraud et al. (2007) sur le bassin de l'Austreberthe. La mesure de la teneur en calcium aux basses eaux est susceptible de

caractériser la nature du bassin versant et par suite la composition en éléments majeurs des nappes souterraines de ce bassin. Parmi ces espèces dites majeures, les ions chlorures semblent être ceux qui sont les moins filtrés. La ressemblance entre les eaux de rivière et les eaux souterraines reste toutefois assez forte pour les autres espèces majeures sauf pour les phosphates et les sulfates en conditions réductrices (Petelet-Giraud et al., 2007). Les espèces sulfatées se conservent généralement assez bien, lors de leur transfert de l'aquifère à la rivière, sauf en présence de fortes conditions réductrices. Elles peuvent alors être réduites en H_2S , ce qui provoque une diminution de l'acidité du milieu.

Certaines espèces, comme les chlorures, sont peu influencées par un contexte réducteur lors de leurs transferts (Gourcy et al., 2007). Ainsi on retrouve généralement le fond géochimique des eaux de pluie au sein des rivières en l'absence de formations évaporitiques. Les chlorures, associés à la connaissance du contexte géologique et du fond chimique des eaux de pluie, constituent un bon marqueur (Bourg et Bertin 1993).

Le calcium et les bicarbonates semblent être, en milieu carbonaté, de bons marqueurs des échanges ayant lieu entre la nappe souterraine et la rivière. Ils sont dans l'ensemble relativement peu filtrés à l'interface (même si le calcium peut participer à des réactions d'échange ou précipiter sous forme de calcite). Ces espèces sont principalement apportées par les eaux souterraines ce qui permet de quantifier l'apport en eau souterraine au niveau de la rivière. L'ion calcium est en effet assez peu issu des activités humaines.

Le calcium libéré par l'altération peut avoir plusieurs origines : les aluminosilicates (anorthite, hornblende), les silicates, les carbonates (calcite, calcite magnésienne), les sulfates. Les solubilités élevées de la calcite et du gypse et leur abondance dans les roches sédimentaires sont à l'origine d'une grande amplitude de variation des teneurs en calcium dans les eaux, et le calcium est le cation majeur dans la majorité des eaux de surface. Il n'est inférieur à 20 % de la somme des cations que dans les eaux drainant certains granites et gneiss, pour les péridotites et pour les halites pures. Ainsi, du fait que le calcium est le cation majoritaire, la relation calcium - somme des cations montre bien la grande diversité de la gamme de concentrations et permet de discriminer différents types de lithologie, depuis les granites jusqu'aux évaporites.

Un exemple est montré sur le bassin de l'Hérault (Petelet, 1999) (Illustration 67, Illustration 68).

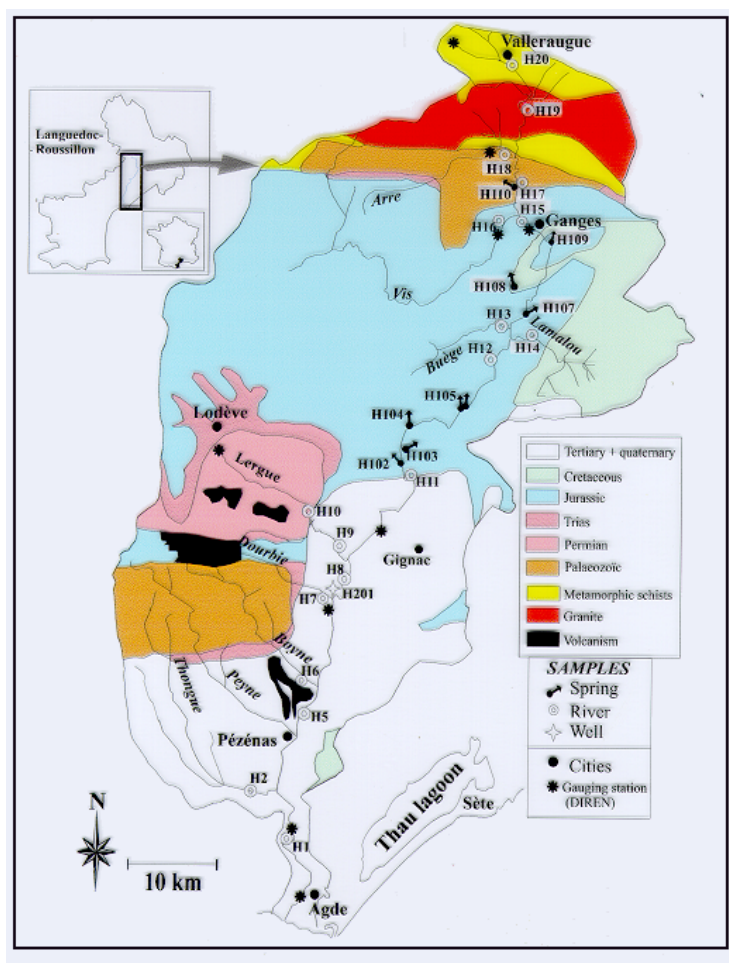


Illustration 67 - Carte géologique simplifiée du bassin de l'Hérault (Petelet, 1999)

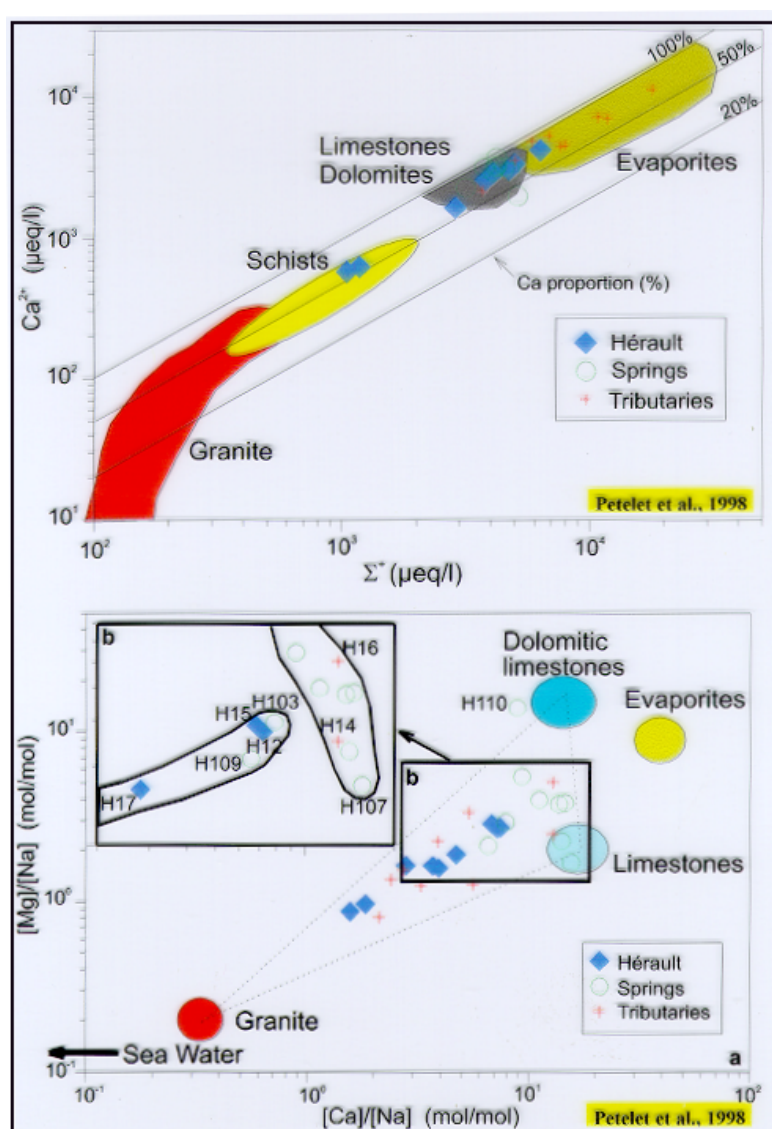


Illustration 68 - Evolution du calcium en fonction de la somme des cations libérés par l'altération, et rapports Mg/Na et Ca/Na dans les eaux superficielles du bassin de l'Hérault (Petelet, 1999).

Les ions majeurs peuvent être représentés sous forme de graphique notamment des graphiques ternaire de type **diagramme de Piper** (Piper, 1944) qui permettent de représenter des populations d'échantillons distinctes, des tendances hydrochimiques ou le mélange entre des eaux ayant des faciès hydrochimiques distincts (Illustration 69).

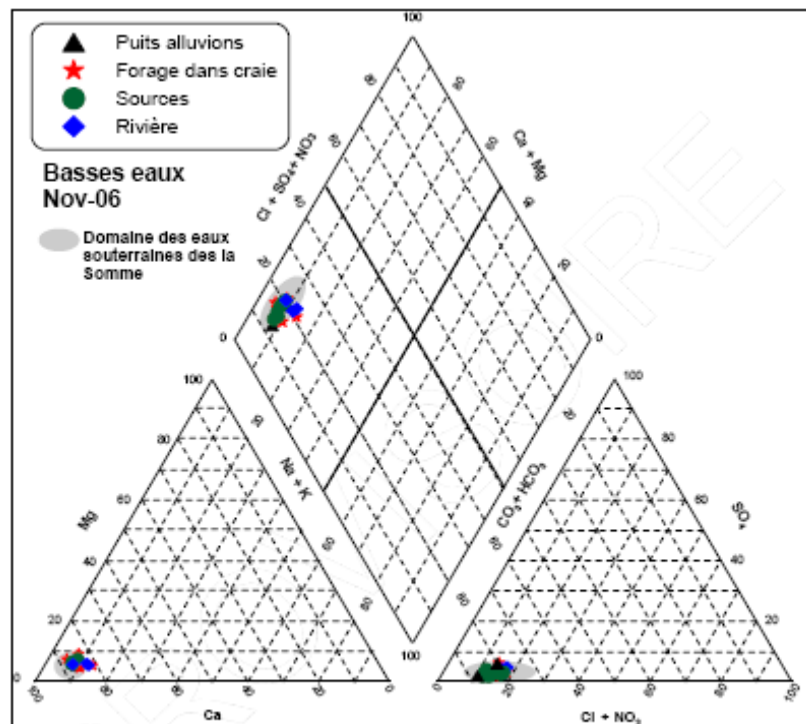


Illustration 15 : Diagramme de Piper des prélèvements réalisés en basses eaux (Nov-06), comparées aux données de l'aquifère de la Craie publiées dans la littérature (Négrel et Petelet-Giraud, 2005).

Illustration 69 – Exemple d'utilisation du diagramme de Piper

Une étude a été menée par Sanjuan et al. (1996) pour qualifier la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de surface. La **pression partielle de CO₂** a été considérée comme un bon marqueur de la contribution des eaux souterraines à l'alimentation des rivières, la pression partielle de CO₂ étant beaucoup plus importante dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface sans apports souterrains. Cela permet de déterminer les zones principales de drainage de la nappe, lorsque la pression partielle en CO₂ de la rivière est beaucoup plus importante que celle correspondant à l'équilibre avec l'atmosphère. Cependant un dégazage de CO₂ se produit ensuite le long de la rivière expliquant les différences de pH entre la nappe et la rivière et souvent l'absence de corrélation possible entre les deux.

Des études conduites au Danemark ont mis en évidence la bonne filtration du **phosphore** au niveau de la zone hyporhéique. Le phosphore est fortement adsorbé et forme alors des particules relativement stables. La rétention du phosphore concerne 40 à 100% des particules (BRIDGE, 2006). Le phosphore est particulièrement liés aux oxydes-hydroxydes de fer et sa filtration est donc d'autant meilleure que les conditions ne sont pas trop réductrices (Smith, 2005). Dans l'étude réalisée par Carlyle et al., (2001) au Canada, les concentrations en phosphore ont été mesurées au sein d'un aquifère sableux alluvial et des sédiments de la rivière. Il est apparu que les eaux bien oxygénées (oxygène dissous supérieur à 3 mg/l) dans des sables ont des teneurs en phosphore inférieures à 25 µg/l, tandis que certaines eaux des parties les plus

confinées des sédiments présentent des teneurs voisines de 1 mg/l et les eaux de la rivière avaient des teneurs de l'ordre de 10 µg/l. Il semble par ailleurs que la majeure partie du phosphore présent dans les rivières soit issue de la décomposition des plantes. Chaudhuri et al. (2007) estiment cette proportion entre environ 26 et 61% et indiquent d'une part qu'il peut être difficile de distinguer les apports en phosphore issus de la décomposition de la matière organique des apports globaux, et d'autre part que la variabilité en phosphore est relativement faible entre des rivières qui ont des bassins versants de typologies différentes. Les concentrations en phosphore varient également dans les rivières à cause de l'assimilation par les plantes (surtout au printemps) et de la sédimentation dans les zones d'écoulement lent (Gelbrecht et al., 2005).

L'analyse des faciès hydrochimiques et des majeurs en solution a été étudiée pour caractériser les interactions entre eaux de surfaces et eaux souterraines par Kumar et al. (2009). L'interprétation des données et leur traitement statistique par l'analyse de partitionnement de données (ou cluster en anglais) a permis de caractériser les échanges nappe / rivière ainsi qu'une influence saisonnière sur le chimisme des eaux.

7.4. LES OUTILS ISOTOPIQUES

7.4.1. La notion d'isotope, intérêt dans les études environnementales

a) Qu'est ce qu'un isotope ?

La matière est constituée d'éléments chimiques tous bâtis sur le même modèle. L'atome est constitué d'un noyau composé de protons (chargés positivement), et de neutrons (électriquement neutres). Des électrons (chargés négativement) gravitent autour de ce noyau. Chaque atome se distingue donc par son nombre de protons (ou d'électrons), également appelé numéro atomique Z , le nombre de neutrons n et le nombre de nucléons (protons + neutrons) M . Le nombre de protons est égal au nombre d'électrons, ce qui assure la neutralité de l'atome.

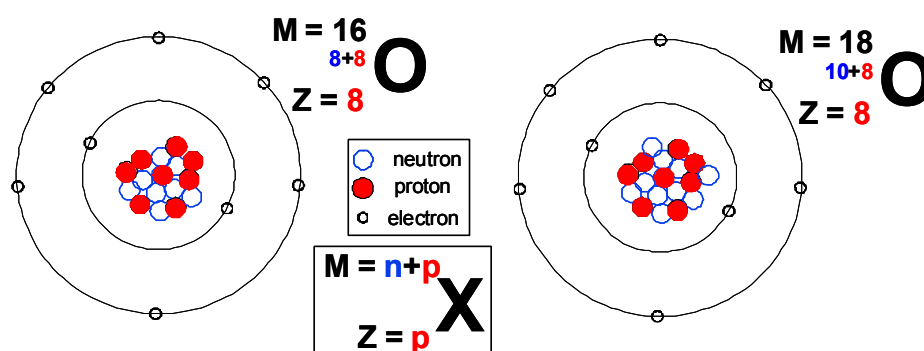


Illustration 70 – Isotopes 16 et 18 de l'oxygène

Le mot « Isotope » est composé du grec *isos* "égal, le même" et *topos* "lieu, place", proprement "qui occupe la même place", faisant référence à la classification de Mendeleïev. En effet pour un même élément chimique, il peut exister différents

noyaux : si le nombre de protons est toujours égal à Z , le nombre de neutrons peut varier et on parle alors d'isotopes de l'élément chimique.

Les isotopes d'un même élément chimique ont le même Numéro atomique ($Z=p$), ils portent le même nom et occupent la même place dans la table de Mendeleïev, ils diffèrent par leur Masse atomique ($M=p+n$). Ainsi, le noyau de l'atome d'oxygène est composé de 8 protons (p) pouvant être accompagnés de 8, 9 ou 10 neutrons (n) pour former respectivement les isotopes stables oxygène-16 (^{16}O), ^{17}O et ^{18}O . On parle alors d'isotope léger pour l' ^{16}O et d'isotope lourd pour l' ^{18}O (Illustration 70).

b) La notion de fractionnement isotopique

Pour les éléments dits stables, les différences de masses des isotopes d'un même élément amènent l'existence de propriétés physico-chimiques légèrement variables (volume molaire, vitesse de réaction, constante d'équilibre...). A ces différences de propriétés correspondent des comportements et des lois de répartition des isotopes différentes au cours des réactions chimiques. La principale est celle du fractionnement isotopique. Au cours d'une réaction faisant intervenir un élément chimique avec des isotopes en proportion différente, cette réaction privilégie un isotope de cet élément avec un facteur de fractionnement α , défini comme étant le ratio du rapport des isotopes lourds (I_L) sur les isotopes légers (I_l) de la phase A par rapport à celui de la phase B selon : $\alpha_{A-B} = (I_L/I_l)_A / (I_L/I_l)_B$

Le fractionnement isotopique peut être dit à l'équilibre, représentant les échanges isotopiques associés à une réaction à l'équilibre. Il peut aussi être associé à un processus unidirectionnel irréversible ; on parle alors de fractionnement isotopique cinétique, dû à la différence d'énergie entre les molécules impliquant des isotopes différents. Le fractionnement peut également être lié à un changement d'état. C'est le cas du cycle de l'eau, où, du au fait que les réactions impliquant les isotopes légers sont en général plus rapides que celles impliquant les isotopes lourds, les phases gazeuses sont toujours plus « légères » que les phases condensées (liquide). Par exemple lors de l'évaporation, la vapeur est proportionnellement plus riche en H_2^{16}O par rapport à H_2^{18}O (la condensation montre l'inverse) ce qui s'exprime par le facteur de fractionnement α selon :

$$\alpha_{\text{liq-vap}} = (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{liq}} / (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{vap}}$$

Il faut noter qu'il est généralement admis qu'au delà de $Z \approx 20$, ces fractionnements sont difficilement identifiables et mesurables, dans l'état actuel des techniques analytiques.

c) Les isotopes radioactifs

Les isotopes se désintégrant par radioactivité s'appellent des isotopes radioactifs (ou isotopes pères) et ils génèrent des isotopes dits radiogéniques (ou isotopes fils). Pour les isotopes « radioactifs-radiogéniques », la désintégration radioactive de l'élément père réalise un fractionnement isotopique mais avec deux atomes différents. La vitesse

de désintégration d'un isotope père (P) en isotope fils (F) est proportionnelle à la quantité d'isotope père selon :

$$dP/dt = -\lambda P$$

où λ est la constante de désintégration qui représente la vitesse de ce processus et dépend de l'isotope considéré. On obtient :

$$P = P_0 \exp(-\lambda t)$$

où P_0 est la quantité d'isotope père au temps $t=0$ qui diminue exponentiellement au cours du temps. Ceci permet de définir la période de demi-vie ($T_{1/2}$ en années) qui correspond au temps au bout duquel la quantité initiale d'élément père a été divisée par deux et s'exprime par :

$$T_{1/2} = \ln(2)/\lambda$$

La quantité F d'isotope fils observée au temps t est égale à la quantité d'isotopes initiale F_0 présente à l'état initial $t=0$, augmentée de la quantité d'isotopes radiogéniques créée par désintégration de l'isotope père en un temps t. Ceci s'exprime selon :

$$F = F_0 + P [\exp(\lambda t) - 1]$$

La mesure des compositions isotopiques donne les proportions entre les isotopes et la notation en "rapport isotopique" se fait avec au numérateur l'isotope radiogénique ou radioactif, et au dénominateur un isotope non radioactif et non radiogénique du fils, F_s . On obtient alors :

$$F/F_s = (F/F_s)_0 + (P/F) \exp[\lambda t - 1]$$

Cette équation est la base des applications des systèmes isotopiques à la géochronologie (datation des roches comme les systèmes Rb-Sr, Sm-Nd, U-Pb...).

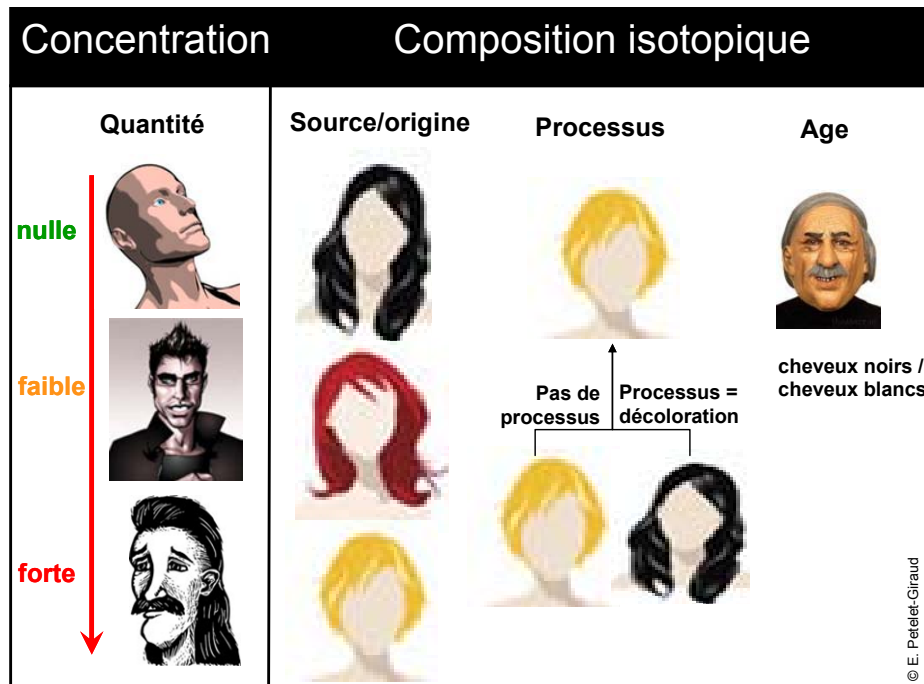
En hydrologie, c'est le Tritium (^3H) qui est couramment utilisé. Le temps de demi-vie ($T_{1/2}$) du tritium est de 12.43 ans, cela signifie qu'au bout de 12.43 ans le nombre de désintégrations β par unité de temps a diminué de moitié, ou encore qu'en 1992 l'activité du tritium est environ 4.5 fois plus faible qu'en 1963 ; et ceci si l'on considère que les essais nucléaires aériens n'ont pas été réalisés depuis 1963.

d) Pour résumer

Par opposition aux isotopes stables présents dans une proportion constante et connue à l'état naturel, les isotopes radioactifs ont des proportions qui varient avec le temps dans les systèmes géologiques. Qu'en est-il dans le cycle exogène, et tout particulièrement dans le cycle de l'eau ?

Dans ce dernier, les isotopes radiogéniques des éléments lourds ont la particularité de ne pas être fractionnés par les processus physico-chimiques et compte tenu des grandes constantes de temps, d'être insensibles aux processus de décroissance. Le lien est donc direct entre eau et minéral et/ou assemblage minéralogique, qui par les phénomènes d'altération fournit l'élément chimique étudié à l'eau (Sr pour $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, Nd pour $^{144}\text{Nd}/^{143}\text{Nd}$, Pb pour $^{206}, ^{207}, ^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$). Contrairement aux isotopes radiogéniques, les abondances initialement fixées des isotopes stables peuvent être modifiées par les processus de fractionnement et ces modifications peuvent être mises en évidence par les mesures de ces rapports isotopiques et les processus, et donc « l'histoire » de l'eau, décryptée.

Afin de bien distinguer la notion de *composition isotopique* par rapport à la notion de *concentration élémentaire*, et le niveau d'information apporté par l'une par rapport à l'autre, on peut faire l'analogie suivante : En faisant un parallèle avec les cheveux, l'analyse élémentaire (mesure de la concentration d'un élément) réfère à la notion de quantité, ici à la quantité de cheveux ou à leur longueur. Alors que la composition isotopique permet d'accéder à la notion de source ou d'origine en permettant ici d'identifier la couleur des cheveux. Certains isotopes permettent aussi de tracer des processus tel que le fractionnement isotopique, ici, si on identifie des cheveux blancs, on peut savoir si c'est un blond naturel ou qui est issu d'une décoloration. Enfin certains isotopes permettent d'accéder à la notion d'âge, ici en regardant la proportion de cheveux blancs par rapport aux cheveux bruns.



Les isotopes qui peuvent être utilisés peuvent être classés en trois catégories principales en fonction de leur nature et des renseignements qu'ils peuvent apporter (Clark et Fritz, 1997 ; Kendall et McDonnell, 1998):

- Les isotopes des éléments constitutifs de la molécule d'eau (oxygène et hydrogène : avec les rapports isotopiques $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) qui sont donc des traceurs intrinsèques de la molécule d'eau,
- Les isotopes d'éléments chimiques dissous dans l'eau et qui sont transportés dans l'hydrosystème par le vecteur eau. Ces isotopes permettent par exemple un accès à l'origine de ces éléments, c'est-à-dire d'en tracer la source et par ce biais celle de l'eau qui le transporte,
- Les isotopes traceurs de l'âge des eaux, que ce soit des isotopes intrinsèques de la molécule d'eau comme l'hydrogène avec le tritium (^3H) ou des éléments dissous comme le carbone (activité du ^{14}C) ou de l'uranium et thorium.... Les gaz dissous seront aussi abordés.

Les exemples décrits dans les paragraphes suivants ne constituent pas une revue exhaustive des études isotopiques réalisées dans le cadre des relations nappe-rivière, il s'agit d'exemples d'utilisation de ces traceurs, utilisés seuls ou en combinaison avec d'autres approches plus classiques. Les exemples ont aussi été choisis de manière à donner une part importante aux études réalisées sur le territoire national.

7.4.2. Les isotopes Stables de l'eau ($\Delta^{18}\text{O}$ et $\Delta^2\text{H}$)

a) Principes généraux

Les isotopes stables de l'eau comprennent ceux de l'oxygène (O) et de l'hydrogène (H) qui composent la molécule d'eau (H_2O). L'isotope oxygène-16 (^{16}O) est le plus abondant (99.762%), suivi du ^{18}O (0.200%) puis de l' ^{17}O (0.038%). L'hydrogène consiste en deux isotopes stables, ^1H et ^2H (aussi nommé Deutérium), avec une abondance respective d'environ 99.985 et 0.015%.

Le rapport isotopique traduit le rapport entre la quantité d'isotope « lourd » par rapport à l'isotope « léger » d'un même élément, ce rapport étant normé par rapport à un standard de référence et est exprimé en unité delta de déviation par rapport à ce standard. On utilise la notation δ exprimée en parts pour mille (‰) avec :

$$\delta \text{ (‰)} = \left[\left(\frac{R_{\text{échantillon}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

où **R** est le rapport isotopique, isotope lourd sur isotope léger (e.g. $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$). Le standard de référence est le SMOW (Standard Mean Ocean Water) qui est une eau de mer moyenne, pris à 0‰.

En l'absence d'évaporation ou d'échange avec des gaz dissous, les isotopes stables de la molécule d'eau se comportent comme des traceurs conservatifs et reflètent la recharge, ou le mélange des différentes recharges, ayant alimenté les eaux souterraines considérées.

L'histoire hydro-climatique d'un aquifère peut être reconstituée par les isotopes stables de l'oxygène et de l'hydrogène dont les signatures correspondent à des environnements et des épisodes hydro-climatiques spécifiques, ou des altitudes de recharge différentes.

Sous certaines conditions (faible rapport eau/roche, temps de résidence long, température élevée du réservoir, échange avec du CO₂, évaporation, ...), les interactions eau-roche peuvent modifier la composition isotopique initiale de l'eau. Dans le contexte général des relations nappe-rivière, les phénomènes d'évaporation seront le facteur principal de fractionnement isotopique.

Les **isotopes stables ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$)** permettent de tracer l'origine de la recharge d'un aquifère de manière spatiale (zone de recharge) et temporelle. A l'échelle d'un aquifère alluvial où la recharge est locale, la signature isotopique en isotopes stables reflètera la signature moyenne pondérée des pluies efficaces (hors effet potentiel de fractionnement isotopique lié à l'évaporation). A l'échelle d'un système aquifère de grande taille, avec notamment des zones de recharges localisées en altitude, les isotopes stables de la molécule d'eau pourront permettre d'identifier les altitudes de recharge moyenne de l'aquifère.

On appréhende ainsi l'intérêt des isotopes stables de l'eau et de leurs signatures distinctes pour mettre en évidence des relations entre une rivière, dont l'eau a une histoire en amont, et un aquifère dont l'eau a sa propre histoire et potentiellement une signature distincte de celle de la rivière. Ces différences de signatures entre les eaux superficielles et souterraines peuvent suivant les contextes être utilisées pour caractériser (1) les altitudes de recharge, (2) la contribution des eaux superficielles au sein de l'aquifère, (3) la contribution d'eau anciennes (rechargées sous climat plus froid) si elles existent, et (4) en estimer le degré de mélange au sein de l'aquifère.

b) Exemples d'application

Les isotopes stables de la molécule d'eau ont été les premiers outils isotopiques utilisés dans le domaine de l'hydrologie et de l'hydrogéologie. A ce titre les exemples d'application aux relations entre nappes et rivières sont nombreux. Les exemples sélectionnés ci-dessous ont pour but d'illustrer l'utilisation des isotopes stables dans différents contextes hydrogéologiques.

Depuis les années 1970 environ, de nombreuses études ont montré l'intérêt d'utiliser les isotopes stables de la molécule d'eau pour déterminer l'origine des eaux de rivière. Il a été démontré par exemple que la composante majeure du débit des rivières de montagne est communément de l'eau souterraine, plutôt que l'eau de la fonte des neiges. Ainsi, Rodhe (1981) et Bottomley et al. (1986) ont étudié la fonte des neiges dans des environnements alpins et subalpins respectivement en Suisse et au Canada. Ils ont montré que la contribution des eaux souterraines peut atteindre 50 à 90% du débit total de la rivière au printemps.

Dans leur étude de la Bishop Creek (est-central California), rivière fortement anthropisée dont une partie du flux est utilisé pour la production hydroélectrique, Space

et al. (1991) ont pu mettre en évidence et quantifier les apports des eaux souterraines à la rivière sur la base des isotopes stables de la molécule d'eau. Ils ont montré que les apports d'eau souterraine sont localisés le long de la rivière et qu'ils ne sont pas constants dans le temps. Ils mettent aussi en avant la meilleure précision des calculs de mélange par rapport aux méthodes de jaugeage en particulier pour les très faibles débits, et ce sans équipement à installer de seuil de jaugeage qui dénature les sites.

L'hydrologie isotopique ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) est aussi utilisée pour contraindre l'hydrodynamique d'une rivière en identifiant les sources qui contribuent au débit. Dans le bassin de l'Oldman River (Alberta, Canada), les modèles de prédictions des ressources en eau du bassin étaient contradictoires, certains modèles prédisaient une augmentation des crues de printemps en raison de la fonte des neiges due au réchauffement climatique, alors que d'autres modèles prédisaient une diminution des débits dans les décennies futures en se basant sur les diminutions de débit observées sur le siècle passé. Les investigations isotopiques de Rock et Mayer (2007) ont montré que la variation saisonnière de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ dans les eaux de surface à l'amont du bassin était faible, ce qui suggère que le pic de ruissellement printanier n'est pas généré par la fonte des neiges accumulée pendant l'hiver, mais par des eaux souterraines plutôt jeunes et homogènes. Une augmentation en isotopes lourds vers l'aval du bassin a été traduite comme un apport d'eau souterraine et d'eau de surface progressivement enrichi en isotopes lourds vers l'est du bassin, et partiellement du à de l'évaporation.

c) Echanges nappe-rivière en milieu poreux

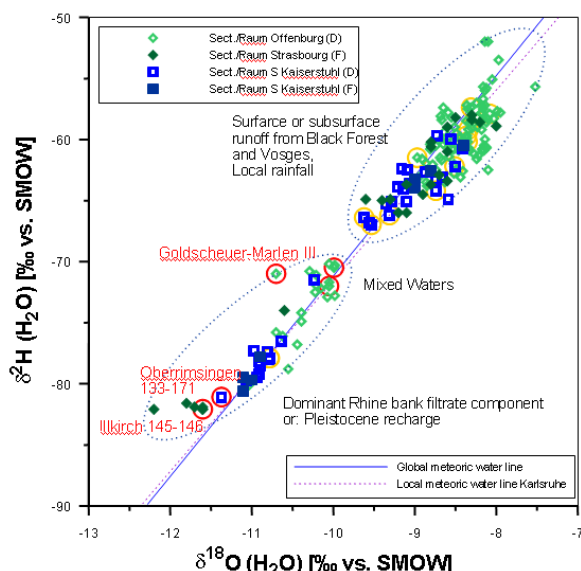
De nombreuses études ont été réalisées sur les échanges entre la rivière et la nappe alluviale adjacente. La plupart de ces études s'intéressent à un tronçon de rivière de quelques dizaines à centaines de mètres et non à la totalité d'une rivière car il a été mis en évidence que les échanges entre les eaux de surface et souterraines sont généralement très localisés, y compris en milieu poreux où l'on aurait pu s'attendre à des apports diffus relativement homogènes (Lambs, 2004). Même si le niveau d'eau de la rivière par rapport à celui de la nappe est probablement un des facteurs primordiaux du contrôle des échanges au travers des berges (Lambs, 2000), la géomorphologie à petite échelle et l'hétérogénéité spatiale de distribution des conductivités hydrauliques des sédiments influencent grandement le comportement des zones hyporhéiques et donc les échanges eaux de surface – eau souterraine.

Seul un petit nombre d'études se sont focalisées sur la contribution des eaux souterraines à la confluence de deux rivières, dans la majorité des cas, la composante souterraine est complètement négligée. Des modèles conceptuels indiquent l'existence d'une zone de stagnation des eaux au coin amont de la confluence entre deux rivières et donc la capacité potentielle des eaux souterraines à sortir à ce niveau. Partant de ce principe Lambs (2004) a notamment étudié la confluence de entre la Garonne et l'Ariège. Même si les signatures isotopiques des deux rivières sont relativement proches (même type d'origine), elles sont distinctes des eaux souterraines et il a été possible de mettre en évidence la contribution (faible au moment de l'étude) d'une troisième composante (eau souterraine) dans le mélange Ariège – Garonne.

Fette et al. (2005) ont étudié les échanges entre la plaine alluviale et le Rhône dans sa partie amont (en amont du lac de Genève, aval immédiat de Sion). L'échelle d'étude pour mettre en évidence ces relations est réduite (<4km). Ils ont montré que les eaux de la nappe présentent une grande variabilité de signature chimique et isotopique à relier à des infiltrations d'eau de rivière sur des zones réduites et des apports latéraux depuis les versants. Une hétérogénéité verticale au sein de la nappe a aussi été mise en évidence, montrant la limite de pénétration des eaux de la rivière au sein de la nappe.

Relations entre le Rhin et l'aquifère alluvial Rhénan :

utilisation des isotopes stables



Bauer et al. (2005) ont étudié l'aquifère alluvial rhénan de la surface au substratum dans le secteur entre Strasbourg et Fessenheim-Breisach, et ce, des deux côtés du Rhin. Des forages de différentes profondeurs ont permis de caractériser spatialement et verticalement ce système complexe.

Les résultats montrent, en outre, que la recharge de l'aquifère résulte d'un mélange complexe entre 3 composantes : (1) les affluents du Rhin en provenance de la Forêt Noire avec des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ faibles en raison de l'effet d'altitude ; (2) le Rhin (+canal) avec une signature en $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ très appauvrie en raison de l'altitude moyenne élevée du bassin du Rhin (Alpes suisses) ; (3) la recharge locale via les précipitations avec des signatures

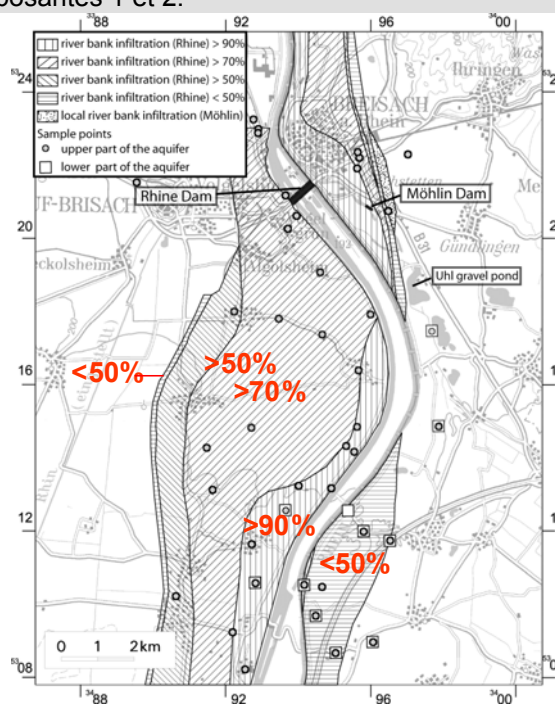
enrichies en isotopes lourds par rapport aux composantes 1 et 2.

Deux groupes se distinguent dans les eaux de la nappe : (1) un groupe relativement riche en isotopes lourds qui représente la recharge locale. Un certain nombre de forages situés à proximité du Rhin ont des signatures ne isotopes stables appauvries en isotopes lourds lié à l'effet d'altitude, ce qui traduit une composante d'eau du Rhin (filtrat de rive).

Les isotopes stables de la molécule d'eau sont les seuls traceurs capables de mettre en évidence les relations nappe-rivière car le caractère chimique de ces eaux est très variable.

Sur la base d'un mélange simple à deux composants (filtrat de rive et Rhin et recharge par les précipitations), les auteurs ont calculé la proportion d'eau du Rhin infiltrée dans l'aquifère selon la formule suivante :

$$\%_{\text{comp.1}} = \frac{\delta^{18}\text{O}_{\text{sample}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{comp.2}}}{\delta^{18}\text{O}_{\text{comp.1}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{comp.2}}} \times 100$$



Avec %comp.1, pourcentage du composant 1; $\delta^{18}\text{O}_{\text{sample}}$, $\delta^{18}\text{O}$ de l'échantillon; $\delta^{18}\text{O}_{\text{comp.2}}$, $\delta^{18}\text{O}$ du composant 2; $\delta^{18}\text{O}_{\text{comp.1}}$, $\delta^{18}\text{O}$ du composant 1. Les résultats sont reportés dans l'illustration ci-dessus.

Bauer M., Eichinger L., Elsass Ph., Kloppmann W., Wirsing G. (2005). *Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Upper Rhine Graben. International Journal of Earth Sciences*, 94(4), 565-579.

Négrel et al. (2003) ont mis en évidence les relations entre la Loire et l'aquifère alluvial dans la région du Bec d'Allier (confluence Loire-Allier en aval de Nevers). Les isotopes stables de la molécule d'eau ont confirmé le schéma classique de l'alimentation de la rivière par la nappe en période de basses eaux, mais il a été montré que la nappe n'est pas rechargée par la rivière en période de hautes eaux et/ou crue car celle-ci présente une signature isotopique type d'une recharge locale.

d) Echanges nappe-rivière en milieu fracturé

Des études ont aussi été menées pour étudier les relations entre les eaux de surface et les eaux souterraines dans des contextes de milieu fracturé. Le concept couramment admis de l'alimentation de la rivière par les eaux souterraines en période de basses eaux pour les milieux poreux s'avère être beaucoup plus complexe en milieu fracturé.

Ainsi, Oxtobee et Navakowski (2002) ont mis en évidence la faible contribution des eaux souterraines dans les écoulements de surface de la rivière Twenty Mile Creek (Ontario, Canada) dans un **milieu carbonaté fracturé**. L'étude est basée sur les isotopes stables de la molécule d'eau couplés avec des mesures de conductivité. Dans cet exemple, c'est la différence de signature entre les compartiments souterrains et de surface liée à la période de recharge qui permet d'appréhender la contribution des eaux souterraines aux eaux de surface.

D'autres études ont été faites sur des rivières coulant sur des zones de **socle fracturé** nu ou avec très peu de couverture. Ainsi, Praamsma et al. (2009) ont étudié un tronçon de la rivière Tay (Ontario, Canada) s'écoulant sur un socle gneissique. Les mesures de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ montrent que les eaux de pluie n'influencent pas directement les signatures des eaux de surface et des eaux souterraines profondes au moment des événements pluvieux. La recharge de l'aquifère est rapide mais localisée aux endroits où la couverture est très mince, et la recharge ne s'enfonce pas en profondeur dans le système. Sur le tronçon étudié, les investigations n'ont pas mis en évidence de décharge de l'aquifère dans la rivière. Cette étude a permis de mettre en évidence que l'utilisation de méthodes plus traditionnelles de bilan de masse basée sur des milieux poreux équivalents ne sont pas appropriés aux contextes de socle cristallin.

Une étude de séparation d'hydrogramme de crue, c'est-à-dire l'identification et la quantification des différentes composantes hydriques de la crue, a été menée sur le bassin versant expérimental du Strengbach dans les Vosges (Ladouche et al., 2001). Ce petit bassin de 0.8 km² présente un substratum constitué de leucogranites avec des sols de moins d'un mètre développé sur des tills grossiers d'une épaisseur allant de 1

à 9 m. L'étude des isotopes stables de la molécule d'eau, couplé aux analyses chimiques des éléments majeurs, a permis de déconvoluer le signal de l'hydrogramme de crue en identifiant la contribution des différentes composantes hydriques au cours de l'épisode de crue. Gibson et al. (2005) ont réalisé une synthèse sur les apports des isotopes stables dans les études hydrologiques au Canada et en particulier sur les déconvolutions des hydrogrammes de crues et ont montré la complémentarité des traçages isotopiques avec les approches physiques et chimiques.

7.4.3. Les isotopes du Strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$)

a) Principes généraux

L'étude des isotopes du strontium est basée sur les propriétés du couple rubidium-strontium, ces deux éléments ont un comportement géochimique très contrasté, le rubidium étant un élément alcalin proche du potassium et le strontium un élément alcalinoterreux proche du calcium. Rb et Sr sont des éléments traces (teneur <0.5%) dans les différents types de roches. Le rubidium se localise préférentiellement dans les minéraux potassiques (biotites, muscovites, feldspaths potassiques) tandis que le strontium se situe préférentiellement dans les minéraux calciques tels que les plagioclases et les carbonates. Leur comportement opposé induit de grandes variations du rapport Rb/Sr au cours des processus de réaction entre fluides et minéraux. Dans les processus d'altération, le strontium a un comportement plus soluble que le rubidium vis-à-vis de la solution lixivante. Par conséquent, le rapport Rb/Sr augmente dans les minéraux résiduels lors de lessivages progressifs alors que celui du fluide est toujours bas.

Le strontium a 4 isotopes naturels stables ^{88}Sr (82.53%), ^{87}Sr (7.04%), ^{86}Sr (9.87%) et ^{84}Sr (0.56%). L'isotope ^{87}Sr est radiogénique et provient de la décroissance radioactive du ^{87}Rb par désintégration β^- . Les 3 autres isotopes sont non radiogéniques et leur abondance relative est constante dans les matériaux terrestres. Le rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) d'un fluide est directement relié à celui du minéral ou à des associations minéralogiques avec lesquelles le fluide a interagi. Les effets de fractionnements isotopiques, liés à la différence de masse, ne sont pas détectables pour des éléments dont la masse est proche de 80. De plus, les effets de variations du rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ liés à la décroissance radioactive du nucléide père (^{87}Rb) en nucléide fils (^{87}Sr) ne sont pas significatifs compte tenu de la courte échelle de temps à laquelle ces processus sont étudiés en géochimie environnementale par rapport à la période de décroissance du rubidium.

Lors des phénomènes d'interaction eau-roche, le rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ de la fraction de strontium libérée sera différent de la roche totale est typique du ou des minéraux altérés et ceci en liaison avec la "résistance" des minéraux vis-à-vis de l'agressivité du fluide. Globalement, le strontium solubilisé dans la roche et transporté vers l'extérieur du système formé par la roche est beaucoup moins radiogénique (c'est-à-dire de rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ plus faible) que le strontium dans la roche non altérée. D'autre part, le strontium des argiles résiduelles est beaucoup plus élevé.

Les variations isotopiques observées dans les fluides peuvent être issues du mélange de strontium de compositions isotopiques différentes provenant de différentes sources. Ainsi, dans le cas simple où deux sources de rapports isotopique ou chimique différents sont présentes, la composition du mélange peut être déterminée. Les variations du rapport isotopique du strontium dans un hydrosystème donnent ainsi des informations sur (1) l'origine et les proportions de mélange des différents composants fluides ainsi que sur (2) la nature et l'intensité des processus d'interaction eau-roche liés notamment à l'altération et à l'érosion.

b) Exemples d'application

Les isotopes du strontium ont tout d'abord été utilisés comme traceurs de l'histoire de la terre et notamment pour la datation des roches et minéraux. Ce n'est qu'à la fin des années 80 que ce traceur isotopique a été utilisé dans l'hydrosystème comme outil supplémentaire pour la compréhension du fonctionnement des bassins versants.

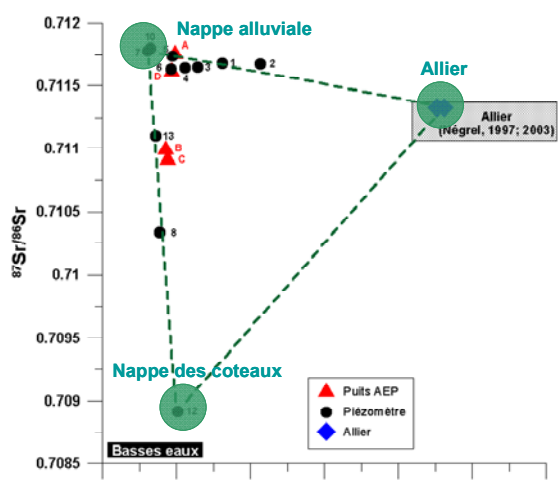
Pour l'étude des relations nappe-rivière, ce sont les propriétés de traçage de l'origine du Sr dissous qui sont utilisées. Par exemple, une rivière qui draine des roches de socle en amont de son bassin et qui reçoit la contribution d'une eau issue d'un aquifère carbonaté verra sa composition isotopique en strontium modifiée car la signature des eaux de l'aquifère sera distincte de celle de la rivière en amont.

L'origine des eaux dans les **nappes alluviales**, abondamment utilisées pour l'alimentation en eau potable, est un paramètre clé pour une bonne gestion à long terme de la ressource de ces nappes à enjeu stratégique. Ainsi, les isotopes du Sr ont été utilisés dans bon nombre d'études afin de mieux comprendre l'origine des eaux et leur circulation dans ces aquifères en bordures de rivière (Eikenberg et al., 2001).

Plagnes et al. (1997) ont étudié le champ captant de Comps (Gard) implanté dans les alluvions du Rhône en bordure immédiate du fleuve et bordé par les calcaires crétacés karstifiés de l'autre côté. Les prélèvements réalisés dans le fleuve, en différents points du champs captant et via un lessivage des calcaires crétacés, ont permis de tracer à un instant donné (période des prélèvements) l'origine des eaux au sein du champ captant. Il a ainsi été mis en évidence que si l'aquifère alluvial est principalement rechargé par les eaux du fleuve, il peut aussi bénéficier d'une part très importante (pouvant dépasser 50%) d'eau en provenance de l'aquifère karstique crétacé adjacent, et ce en particulier pour les ouvrages les plus distants du fleuve. Cette meilleure connaissance du fonctionnement de l'aquifère alluvial peut ainsi aider à sa gestion en favorisant par exemple l'exploitation des ouvrages les plus éloignés du Rhône en cas de pollution temporaire du fleuve, garantissant ainsi une eau de bonne qualité car en très grande partie originaire du karst voisin.

Fonctionnement du champ captant de l'île du Chambon (Allier) :

apport des isotopes du Strontium

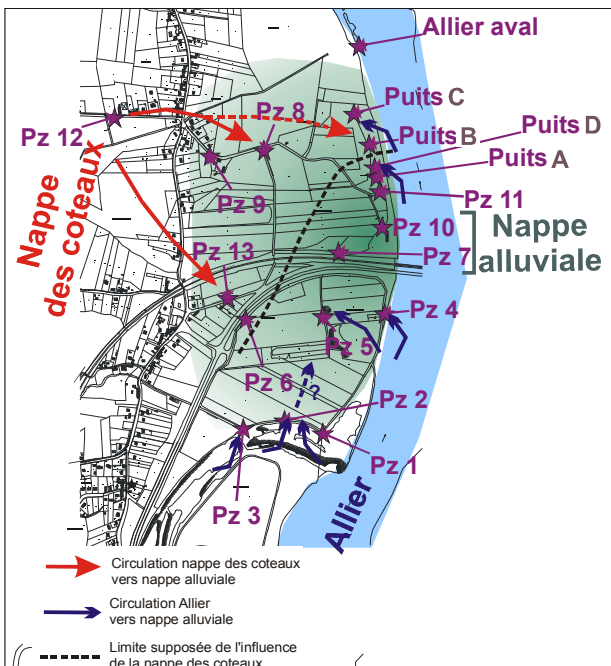


Petelet-Giraud et al. (2006) ont étudié l'aquifère alluvial de l'île du Chambon en bordure de l'Allier à proximité de Vichy. Les investigations dans différents forages répartis sur le champ captant et la rivière Allier ont permis de caractériser spatialement ce système complexe et d'en décrypter le fonctionnement.

L'étude des niveaux piézométriques en hautes et basses eaux a permis en mettre en évidence deux écoulements préférentiels vers les bas niveaux topographique, l'un depuis la nappe des coteaux, l'autre pseudo-parallèle à l'Allier, correspondant probablement à un paléo-chenal.

Les isotopes du Strontium, associés aux teneurs en Sr ont montré que l'Allier prélevé en amont et en aval du champ captant présente des signatures identiques, ne révélant donc pas d'influence notable des eaux souterraines sur la rivière sur le tronçon étudié. D'autre part, trois «réservoirs» sont identifiés : l'Allier, la nappe des coteaux et la nappe alluviale. Tous les autres

échantillons issus de la nappe alluviale sont répartis entre ces 3 pôles. Dans ces conditions, il a été possible d'évaluer les proportions de chacun de ces trois composants au sein de chaque ouvrage, montrant par exemple que la contribution la plus forte de l'Allier n'est pas retrouvée dans les puits AEP en bordure immédiate de la rivière mais dans les piézomètres sur le paléo-chenal.



Les résultats de l'étude isotopique ont permis d'affiner les connaissances hydrogéologiques sur le fonctionnement de ce champ captant en bordure de l'Allier en montrant notamment l'influence des eaux en provenance des coteaux jusqu'en bordure de l'Allier.

Petelet-Giraud, E., Negrel, P., and Widory, D., 2006. Strontium isotopic

characterisation of water circulation in an alluvial plain: the Ile du Chambon case (Allier, France). Houille Blanche-Revue Internationale de l'Eau, (1): 82-90.

Les isotopes du strontium ont été utilisés couplés aux isotopes stables de la molécule d'eau dans l'étude des relations entre eaux de surface et souterraines au niveau de la confluence Loire-Allier (Bec d'Allier). Négrel et al. (2003a) ont mis en évidence deux niveaux dans la nappe alluviale, une nappe superficielle et une nappe profonde ainsi que leur contribution progressive à l'alimentation d'un chenal anastomosé de la Loire (déconnecté de la rivière au moment du prélèvement). La signature originelle de la rivière Loire en aval de la confluence Loire-Allier, reflétant le mélange entre les eaux de la Loire et celles de l'Allier, évolue progressivement vers celle de l'eau en provenance des alluvions, traduisant une alimentation des eaux de surface par la nappe.

La **contribution des eaux souterraines aux crues** des rivières aussi été étudiée via le traçage isotopique du strontium. Ainsi, investigations sur les eaux de surface et souterraines ont été réalisées lors des crues catastrophiques de la Somme en 2001. Négrel et al. (2003b et 2005) ont confirmé la contribution des eaux souterraines, dans ce qui a été identifié comme des crues de nappe, avec en particulier certains affluents de la Somme dont la signature est contrôlée par celle des eaux souterraines locales, identifiées par l'analyse de sources issues de l'aquifère de la craie. L'étude de plusieurs épisodes de crues éclairées de l'Hérault (Petelet-Giraud et Négrel, 2007) a permis de mettre en évidence la part plus ou moins importante des eaux souterraines en provenance du karst par rapport aux apports directs de surface par les affluents. Il a aussi été montré qu'en fonction des épisodes de crue et de la localisation et de l'intensité des pluies qui génèrent la crue, il était possible d'identifier sur l'hydrogramme de crue la période de contribution majoritaire des eaux du karst. Dans le même esprit, Ben Othman et al. (1997) ont étudié la contribution des eaux karstiques aux crues de la Vène alimentant l'Étang de Thau près de Sète. Les isotopes du Strontium ont permis de mettre en évidence que la contribution du karst n'était pas homogène tout au long de l'épisode de crue, mais consistait en une oscillation entre des eaux à signatures des lithologies du Miocène et des eaux en provenant du karst développé dans les calcaires jurassiques.

Les isotopes du strontium ont aussi été utilisés **pour identifier des apports souterrains diffus dans les rivières**. Ainsi la contribution de sources minérales diffuses a pu être identifiée et estimée dans le lit de l'Allier dans la région de Sainte Marguerite (Négrel et al., 1997). Un suivi mensuel des eaux de la rivière a permis de montrer la variabilité temporelle de la contribution de ces eaux minérales au débit du fleuve. Il est à noter que des contributions de l'ordre de 2% ont pu être mises en évidence du fait de forts contrastes isotopiques entre les eaux mélangées.

Enfin, des études ont été menées dans des sites industriels fortement contaminés. Le megasite du Wolfen/Bitterfeld (Allemagne) correspond à une ancienne zone d'exploitation de lignite à ciel ouvert dont les cavités créées ont été remplies par des déchets industriels très variés générant des pollutions tout aussi variées. L'hydrologie locale a aussi été fortement modifiée par le pompage de la nappe pour maintenir des niveaux bas d'une part, et la construction de canaux pour drainer les effluents industriels d'autre part. Petelet-Giraud et al. (2007) ont utilisé les isotopes du Sr afin de mieux contraindre les circulations d'eau dans ce secteur industriel et en particulier les échanges potentiels entre la nappe superficielle et ces canaux de drainage des effluents industriels.

7.4.4. Autres traceurs et marqueurs du temps de résidence des eaux

Les eaux souterraines des aquifères de niveau 1 sont abondamment utilisées pour l'alimentation en eau potable. Ces aquifères superficiels sont souvent en relation et donc rechargés par infiltration des eaux de rivière. Cependant, le niveau de connaissance sur le taux de renouvellement des eaux au sein de ces aquifères est relativement faible ce qui ne permet pas de prendre les mesures adéquates en terme de gestion de la ressource, et en particulier d'éviter une surexploitation. Il est de plus, difficile d'évaluer l'impact potentiel d'une contamination si le temps de résidence de l'eau n'est pas connu.

L'âge de l'eau est défini comme le temps qui s'est écoulé entre le moment où la goutte d'eau est entrée dans le système et le moment où elle est collectée pour analyse. Le temps de résidence correspond au temps que met cette goutte d'eau pour passer de la zone de recharge à la zone de décharge d'un aquifère. Ainsi, dans la zone de décharge, l'âge de l'eau est égal à son temps de résidence, alors qu'en un point quelconque de l'aquifère des deux notions diffèrent. L'âge apparent est plus généralement utilisé ici car les méthodes de datation proposées permettent de définir un âge moyen d'un ensemble de gouttes d'eau et non l'âge exact de chaque goutte d'eau.

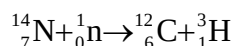
Les paragraphes suivants présentent différents outils de datation des eaux, en se limitant à la datation des eaux dites récentes, le carbone-14 n'est ainsi pas présenté.

Ces outils de datations sont donc des traceurs supplémentaires pour mettre en évidence les relations entre nappe et rivière.

a) Le Tritium (^3H) et Hélium (^3He)

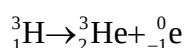
Principes généraux

Le tritium (^3H) est un traceur intime de la molécule d'eau. Le tritium est produit naturellement par l'impact neutronique du rayonnement cosmique sur les noyaux d'azote de l'air.



Cette production naturelle de tritium conduit à une teneur très faibles dans la haute atmosphère : 1 atome de ^3H pour 10^{18} atomes d'hydrogène (^1H).

Le ^3H est radioactif et sa décroissance radioactive produit un gaz noble, l'hélium (^3He) :



La période radioactive (ou temps de demi-vie) du tritium est de 12.43 ans, c'est à dire qu'au bout de 12.43 ans le nombre de désintégrations β par unité de temps a diminué de moitié.

A cette production naturelle dans la haute atmosphère s'est ajoutée une injection d'une grande quantité de tritium dans la stratosphère lors des essais thermonucléaires et nucléaires aériens. Ces essais ont débuté en 1952 et ont atteint leur maximum dans les années 1963-1964. Depuis l'arrêt des essais en 1963 (et quelques essais dans la fin des années 1970 par la France et la Chine), les teneurs en ^3H dans les pluies montrent une décroissance progressive pour tendre de nouveau vers les teneurs naturelles.

Cette production artificielle permet donc de différencier les eaux résultant de précipitations sans tritium nucléaire (avant 1952) des eaux de précipitations formées dans une atmosphère contenant du tritium nucléaire (après 1952).

Les teneurs en tritium s'expriment en unités tritium (UT), 1 UT correspond à 1 atome de ^3H pour 10^{18} atomes de ^1H .

Parce qu'il est un élément constitutif de la molécule d'eau, le tritium représente un traceur parfait du comportement de l'eau. Le contenu en tritium d'une eau souterraine peut ainsi être utilisé comme critère de distinction entre des eaux infiltrées antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952 et des eaux qui contiennent au moins une part de recharge récente.

Les dernières précipitations qui ne contenaient que du tritium naturel ont donc eu lieu en 1951, et à l'origine leurs teneurs étaient de 5 UT (production naturelle) et donc en 2000, les teneurs en tritium de ces pluies infiltrées ne dépassaient déjà plus 0.3 UT.

Il existe une distribution géographique du tritium dans les pluies, les teneurs en tritium étant les plus fortes au cœur des continents, aux hautes latitudes et altitudes, Il existe également une distribution saisonnière : les concentrations en tritium dans les pluies sont plus élevées au printemps et plus faibles en hiver.

La courbe de distribution des teneurs en tritium des précipitations en fonction du temps depuis 1953, représente la fonction entrée fondamentale de traçage en tritium. La comparaison des données de cette courbe avec les variations d'activité au cours du temps, d'un point d'eau souterrain permet de procéder aux mêmes traitements que ceux utilisés dans le cas d'un traçage artificiel.

En France, relativement peu de chroniques d'eaux météoriques sont suivies ou ont été suivies régulièrement. Thonon-les-Bains est la station la mieux suivie, des chroniques longues sont aussi disponibles à Avignon, Orléans, Brest et Strasbourg.

Aux mesures de teneurs en tritium (^3H), peuvent être couplées les teneurs de son produit de dégradation, l'hélium-3 tritiogène ($^3\text{He}_{\text{tri}}$) pour déterminer l'âge $^3\text{H}/^3\text{He}$ d'une eau (Schlosser et al., 1988; Solomon et al., 1992; Aeschbach-Hertig et al., 1998). Dans les aquifères où le temps de résidence des eaux est supposé relativement court, quelques mois à quelques années, l'utilisation des seules mesures de tritium (^3H)

pourrait ne pas permettre une estimation correcte de l'âge des eaux, ce que peut permettre l'utilisation couplée du rapport $^3\text{H}/^3\text{He}$. La concentration en ^3He dissous augmente dès que l'eau souterraine se retrouve isolée de l'atmosphère, en effet, le ^3He produit par décroissance du ^3H se retrouve piégé, ne pouvant plus s'échapper. Ainsi, le rapport $^3\text{He}_{\text{tri}}/^3\text{H}$ peut être utilisé comme une mesure du temps écoulé depuis que l'eau a été en contact avec l'atmosphère pour la dernière fois.

Le tritium et l'hélium étant considérés comme inertes dans les eaux souterraines, non affectés par la chimie des eaux de l'aquifère et la plupart des contaminations, cette méthode de datation peut être appliquée à un grand nombre de situations hydrologiques

Exemples d'application

La combinaison des mesures en tritium et de la datation $^3\text{H}/^3\text{He}$ a été appliquée par Beyerle et al. (1999) dans un petit système aquifère rechargé par infiltration de la rivière (Linsental, NE de la Suisse). L'âge des eaux souterraines a été calculé suivant la méthode $^3\text{H}/^3\text{He}$, les auteurs ont montré que l'âge des échantillons proches de la rivière dépend de la quantité d'eau de rivière récemment infiltrée et que ces eaux sont plus jeunes pendant les périodes de recharge active de l'aquifère par la rivière. L'âge moyen des eaux plus en profondeur dans l'aquifère est de 3 l'ordre de 3 ans, et ce quelque soit la période d'échantillonnage.

La datation $^3\text{H}/^3\text{He}$ a aussi été utilisée simultanément à d'autres traceurs (naturels et anthropiques) dans le système complexe des relations eaux de surface – eaux souterraines à Berlin, où les eaux usées, après traitement, sont rejetées dans les eaux de surface qui s'infiltrent ensuite dans les eaux souterraines qui sont exploitées pour l'alimentation en eau potable de la ville. Massmann et al. (2008) ont ainsi mis en évidence que le temps de résidence des eaux variait de quelques mois à plus de 60 ans (limite de la méthode) en fonction de leur localisation, permettant ainsi une meilleure compréhension de l'hydrodynamique du système.

La combinaison des mesures en tritium et de la datation $^3\text{H}/^3\text{He}$ a été utilisée pour mieux comprendre les relations complexes entre les eaux de surface et les eaux souterraines dans les Everglades (Floride, USA) dans le but de modéliser ces interactions. Harvey et al. (2006) ont ainsi estimé le temps de moyen de résidence des eaux de l'ordre de 25 ans. Les auteurs concluent qu'une part faible mais potentiellement significative d'eau des Everglades est rechargé vers l'aquifère où elle est stockée de plusieurs années à plusieurs décennies avant d'être déchargée vers les eaux de surface. Ce temps de résidence long dans l'aquifère sous la zone humide est donc un paramètre important à connaître dans le cadre de la restauration de la qualité des eaux des Everglades.

De nombreuses études ont montré les limites atteintes actuellement par l'utilisation des isotopes du tritium compte tenu des très faibles teneurs actuelles des pluies participants à la recharge. Cependant, localement ce traceur peut encore être très utile, en particulier dans l'étude des relations nappe-rivière. En effet, les centrales nucléaires implantées le long des fleuves rejettent, à faible dose, mais en quantité

facilement mesurable, du tritium dans les eaux de surface (Goutal et al., 2008) qui peut être utilisé comme traceur pour identifier des échanges locaux entre eaux de surface et souterraines. De même, les décharges d'ordures peuvent délivrer du tritium (en provenance des éléments phosphorescents des montres et réveils notamment) dans les eaux de surface qu'il est ensuite possible de suivre dans les eaux souterraines.

b) Les CFC et SF₆

Principes généraux

Selon IAEA (2006), Vergnaud-Ayraud et al. (2008) et Gourcy et al. (2008), les principes généraux des CFCs peuvent se résumer ainsi : Les CFCs (chlorofluorocarbones comprenant CFC₁₁, CFC₁₂, CFC₁₁₃) ne sont pas des gaz naturellement présents dans l'atmosphère. Leur première synthèse a été faite en 1928 et leur commercialisation a commencé vers 1930. En tenant compte des limites de quantifications de ces gaz, les CFCs peuvent permettre une datation des eaux d'âge supérieur à 1945, 1950 et 1957 respectivement pour le CFC₁₂, CFC₁₁ et CFC₁₁₃. Le SF₆, utilisé principalement comme isolant, a commencé à être émis dans l'atmosphère de manière significative à partir des années 1970. Contrairement aux CFCs ce gaz peut aussi être d'origine géogénique, notamment au sein des formations volcaniques (Koh et al., 2006).

Ces gaz, produits industriellement se diffusent dans l'atmosphère et l'hydrosphère. Ils passent ensuite à travers la zone non saturée selon un transport diffusif avant d'entrer dans l'eau souterraine sous forme de gaz dissous. La datation des eaux nécessite une comparaison des teneurs en gaz dissous dans les eaux souterraines avec les teneurs en ces

mêmes gaz dans l'atmosphère. Les teneurs des gaz dans l'atmosphère sont connues grâce aux mesures en plusieurs stations (programmes ALE/GAGE/AGAGE et National Oceanic and Atmospheric Administration, USA). Pour les études en France, les chroniques d'entrées pour les CFC et le SF₆ à utiliser sont celles de l'hémisphère nord données par le Climate Monitoring Diagnostics Laboratory / National Oceanic and Atmospheric Administration (CMDL/NOAA).

Pour le tritium la concentration dans les eaux souterraines est directement dérivée de celle des pluies (fonction entrée), pour les CFCs et SF₆ il est nécessaire de calculer les concentrations en gaz dissous dans l'eau à partir des concentrations de l'air suivant la loi de Henry. Cette loi intègre des paramètres tels que l'altitude et la température moyenne de la recharge et la salinité des eaux.

D'autres facteurs peuvent affecter l'estimation des âges apparents par les CFCs et SF₆ : Les apports anthropiques ou naturels (pour le SF₆) régionaux, l'épaisseur de la zone non saturée, l'excès d'air, l'effet de sorption, la dégradation microbienne et la contamination locale à l'échantillonnage. Les effets de la contamination sont détectés facilement mais ne peuvent être corrigés. L'utilisation de plusieurs traceurs permet toutefois de limiter ce problème. Dans les milieux anoxiques certains gaz sont sensibles aux phénomènes de dégradation, d'autres comme le CFC₁₁₃ et le SF₆ le sont

moins. Le phénomène d'excès d'air (concentration en gaz dissous dans l'aquifère plus importante que celle attendue, Heaton et Vogel, 1981) peut être important pour certains CFC. Il est quasiment négligeable dans le cas du CFC₁₁ du fait de la haute solubilité de ce gaz (IAEA, 2006).

La différence majeure entre les outils de type gaz dissous et le tritium, et qui peut entraîner une différence dans les âges apparents estimés, est le transport dans la zone non saturée. Le tritium suit le mouvement de la phase liquide et gazeuse dans la ZNS alors que CFC et SF₆ suivent le mouvement, plus rapide, de la phase gazeuse de la ZNS (Cook et Salomon, 1997). Plusieurs de ces effets peuvent être calculés à partir de mesures complémentaires (comme par exemple N₂, O₂, Ar dissous) ou estimés à l'aide des mesures de terrain (profondeur de la ZNS, potentiel Redox, concentration en COD). Il est également important de disposer de plusieurs traceurs ayant des propriétés différentes (CFC et tritium par exemple) afin de permettre l'évaluation des erreurs d'estimation des âges CFCs apparents.

Quelque soit le traceur utilisé l'évaluation des temps de résidence nécessite, pour décrire le fonctionnement hydrodynamique, l'utilisation de modèles empiriques de type piston, exponentiel (composants d'âges différents dont les proportions décroissent exponentiellement avec l'âge) et mélange binaire (à deux pôles).

Exemples d'application

L'estimation de l'âge apparent des eaux souterraines est souvent utilisée dans le but d'apporter une contrainte supplémentaire sur le fonctionnement des hydrosystèmes, cependant, il existe encore peu d'étude qui se sont focalisées sur les relations eaux de surface – eaux souterraines.

Gourcy et al. (2008) ont mis en évidence la contribution d'eaux de surface dans les eaux souterraines du secteur de Carpentras en couplant les approches de datation par les CFCs et les teneurs en nitrates, les eaux les plus jeunes étant les plus fortement contaminées par les nitrates. Les auteurs ont aussi pu mettre en évidence les phénomènes de mélanges entre eaux anciennes et eaux jeunes au sein de l'aquifère.

Le suivi des CFCs en association avec d'autres traceurs, a permis également d'obtenir des informations sur les mélanges d'eau et la recharge des aquifères via les berges des cours d'eau (Beyerle et al. 1999). Cook et al. (2003) ont pu mettre en évidence la contribution des eaux souterraines à la Daly River (Australie) et la quantifier par modélisation.

c) Le Radon (^{222}Rn)

Principes généraux

Le Radon-222 (^{222}Rn) est un isotope radioactif issu de la dégradation du radium-226 qui a une demi-vie de seulement 3.8 jours. Il est produit naturellement dans les eaux souterraines comme un produit de la décroissance radioactive du ^{226}Ra dans les roches et sédiments contenant de l'uranium. La concentration en radon dans les eaux souterraines dépend donc de la composition minéralogique de la matrice et peut varier de moins de 2 Bq/L dans les sédiments clastiques à plus de 200 Bq/L dans les roches ignées et métamorphiques (Lee et Hollyday, 1993).

Le radon est un gaz, les concentrations naturelles en radon dans l'atmosphère sont si faibles qu'une eau naturelle en contact avec l'atmosphère perdra continuellement du radon par volatilisation. Ainsi, les eaux souterraines ont des plus fortes concentrations en ^{222}Rn que les eaux de surface, et toute augmentation de concentration en radon dans une rivière sera un indicateur tangible d'un apport local d'eau souterraine.

Exemples d'applications

Ce traceur, le radon-222 (^{222}Rn), a été utilisé avec succès dans de nombreuses études pour localiser les arrivées d'eaux souterraines dans des rivières (Ellins et al., 1990; Crandall et al., 1999; Cook et al., 2003 ; Mullinger et al., 2007).

A l'inverse, Bertin et Bourg (1994), ont utilisé le radon pour tracer l'infiltration des eaux de la rivière Lot dans un aquifère alluvial où les mélanges eaux de surface – eaux souterraines sont importants. Les teneurs en radon dans l'aquifère augmentent en fonction de la distance à la rivière, les eaux de la rivière se mélangeant au sein de l'aquifère alluvial avec les eaux en provenance des coteaux voisins. Les concentrations en chlorures ont été utilisées pour calculer les taux de mélange au sein de l'aquifère alluvial. Les vitesses calculées sur la base du ^{222}Rn et des chlorures sont en accord avec l'hydrologie locale avec des vitesses de circulation faibles dans les tous premiers mètres d'infiltration via les berges et qui augmentent dans le cône de dépression induit par le pompage dans un forage. De même, Baskaran et al. (2009) ont pu démontrer de façon détaillée les zones de recharge le long du cours d'eau. Des mesures longitudinales de teneurs en radon le long de la rivière en hautes eaux ont montré qu'il n'y avait pas de contribution des eaux souterraines au débit du cours d'eau, mais au contraire une recharge de l'aquifère par les eaux de surface puisque des teneurs plus faibles en radon ont été mesurées dans les eaux souterraines à proximité de la rivière, avec un enrichissement progressif en s'éloignant de la rivière. Les interprétations faites à partir du Radon sont corroborées par les mesures de salinité et de teneurs en Chlorure.

Kraemer et Genereux (1998) donnent une analyse critique détaillée des modèles de mélanges basés sur le ^{222}Rn et son utilisation pour déterminer les zones de décharge des aquifères dans les eaux de surface.

Stellato et al. (1998) ont montré, pour l'aquifère alluvial de Castel di Sangro en Italie, que l'utilisation seule du ^{222}Rn pour évaluer les interactions nappe-rivière peut causer des imprécisions sur les estimations des échanges eaux de surface - eaux souterraines et que le couplage avec l'étude d'autres paramètres hydrochimiques, hydrogéologiques et isotopiques est souhaitable pour parvenir à une compréhension approfondie de ces interactions en milieu alluvial. De même, Cook et al. (2006) ont étudié la contribution de la nappe à la rivière Cockburn (Australie) en comparant les activités en ^{222}Rn entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Dans cette étude, les auteurs ont ajouté dans leur modèle la contribution possible de radon produit par les sédiments de la zone hyporhéique sous le lit de la rivière, et ont ainsi montré que sans cette prise en compte, la contribution des eaux souterraines à la rivière peut être largement surestimée, jusqu'à 70% dans le cas de la rivière Cockburn.

7.4.5. Les indicateurs anthropiques utilisés comme traceurs

De même que les concentrations en éléments dissous, d'origine naturelle ou anthropique, peuvent être utilisées pour tracer les relations entre nappe et rivière, les compositions isotopiques de certains de ces éléments peuvent être utilisées de manière indirecte pour mettre en évidence ces phénomènes d'échanges.

a) Les isotopes de l'azote et oxygène des nitrates ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$ et $\delta^{18}\text{O-NO}_3$):

La problématique des contaminations en nitrates des eaux souterraines et des cours d'eaux a conduit à mener de nombreuses études pour identifier l'origine des nitrates (origine des engrais minéraux, organiques ou les effluents domestiques) mais aussi les processus qui régissent le cycle de l'azote. C'est en particulier le cas pour mieux comprendre les teneurs et le comportement des nitrates dans les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

Les isotopes de l'azote ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$) et de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O-NO}_3$), constituant la molécule nitrate (NO_3), peuvent être utilisés à la fois pour déterminer la source des nitrates présents dans les eaux de surface et souterraines, mais aussi pour tracer les processus de dénitrification qui peuvent notamment se produire à l'interface rivière-aquifère (zones riparienne et hyporhéique). L'illustration 71 (d'après Kendall, 1998) représente les différentes compositions isotopiques en azote et oxygène des sources de nitrates potentielles ainsi que l'évolution des compositions isotopiques dans le cas où un processus de dénitrification est impliqué : augmentation simultanée des rapports $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates résiduels (enrichissement en ^{15}N et ^{18}O) suivant une pente de 0.5 dans cette représentation graphique. Ces propriétés ont été utilisées pour identifier des phénomènes de dénitrification dans plusieurs études, en particulier au niveau au bord des cours d'eau au niveau des ripisylves (Gaillard et al., 2002; Sebilo et al., 2002 ; Sebilo et al., 2003; Smith et al. 2007 ; Eguchi et al., 2009 ; Billen et al., 2009).

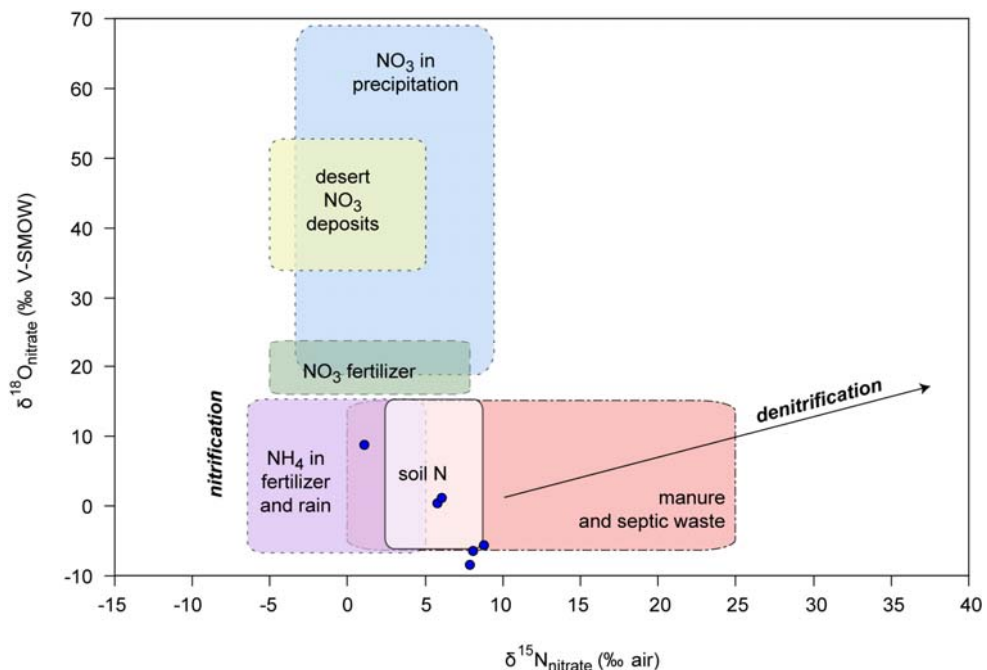


Illustration 71 – Mise en évidence d'un processus de dénitrification à partir des isotopes de l'oxygène et de l'azote

Ainsi, de nombreuses études ont été réalisées, y compris sur le territoire français, pour mieux comprendre la présence de nitrate et leurs variations temporelles et spatiales dans les aquifères, et par voie de conséquences les relations avec les eaux de surface ont été investiguées.

Par exemple, dans la région de Merxheim (Haut-Rhin), Kloppmann et al. (2004) ont pu mettre en évidence par une approche multi-isotopique, une contribution des eaux de la rivière Lauch dans la nappe alluviale pompée pour des besoins d'alimentation en eau potable. Les auteurs ont en effet tracé la source de nitrates présente dans la nappe au niveau du captage AEP, comme provenant des rejets de la station d'épuration dans la rivière en amont du captage, les eaux de surface rejoignant ensuite la nappe par infiltration. Une étude similaire dans le Sundgau a aussi mis en évidence l'impact des eaux usées traitées ayant transité par les eaux de surface sur la nappe alluviale (Kloppmann et al., 2003).

Fukada et al. (2003) ont analysé les isotopes de l'azote et de l'oxygène des nitrates dans deux profils transversaux à la rivière Elbe (Allemagne) dans les différents niveaux de l'aquifère des alluvions et dans la rivière. Ils ont ainsi démontré les processus de dénitrification lors de l'infiltration de la rivière Elbe dans l'aquifère, la diminution des teneurs en nitrates s'accompagnant d'un enrichissement isotopique lié au fractionnement.

Cependant la difficulté majeure dans l'étude de la dénitrification est la quantification de la dégradation. Les facteurs de fractionnement isotopique varient en effet en fonction des conditions locales, et il est souvent difficile de les déterminer. Dans ces conditions,

on voit bien la difficulté de quantifier ces mécanismes en extrapolant à l'échelle de l'hydrosystème et en intégrant une composante temporelle (Smith et al. 2007).

b) Les isotopes de soufre et oxygène des sulfates ($\delta^{34}\text{S-SO}_4$ et $\delta^{18}\text{O-SO}_4$):

Les isotopes des sulfates ($\delta^{34}\text{S-SO}_4$ et $\delta^{18}\text{O-SO}_4$) permettent de tracer les processus de réduction bactérienne des sulfates dissous. Ainsi ils permettent d'identifier les pertes de sulfates par réduction bactérienne. Pour une même signature isotopique initiale, reflétant les sources de sulfates dissous, la réduction bactérienne des sulfates peut donc aboutir potentiellement à des signatures isotopiques contrastées entre aquifères et/ou eaux de surface. La signature isotopique en sulfates acquise par les eaux souterraines via le processus de réduction bactérienne peut par la suite permettre d'identifier les proportions de mélange entre différents réservoirs d'eau présentant des signatures contrastées. Mais cela pose également les limites de cet outil isotopique. En effet ce processus de réduction bactérienne masque la signature isotopique en sulfates initiale des eaux, il est donc susceptible de masquer également les phénomènes de mélange entre les sources de sulfates provenant de réservoirs d'eau différents.

Si de nombreuses études ont été consacrées aux eaux souterraines et aux eaux de surface, seulement quelques études faisant appel aux isotopes du soufre et de l'oxygène des sulfates ($\delta^{34}\text{S-SO}_4$ et $\delta^{18}\text{O-SO}_4$) ont été menées dans le cadre des investigations des relations eaux de surface eaux souterraines.

Ainsi, Tuttle et al. (2009) ont étudié l'origine des sulfates et les processus au sein de l'aquifère alluvial longeant la Canadian River (Oklahoma, USA), et ont pu mettre en évidence des échanges avec la rivière.

Massmann et al., (2003) ont étudié le comportement des sulfates, à travers leurs compositions isotopiques, au sein de l'aquifère Oderbruch au Nord Est de l'Allemagne. L'étude d'un profil perpendiculaire à la rivière a permis de mettre en évidence l'origine des sulfates par infiltration depuis la rivière d'une part et par de l'oxydation de pyrite (FeS_2) d'autre part.

7.5. OUTILS HYDROBIOLOGIQUES

Depuis plusieurs années, l'interface eaux de surface / eaux souterraine a fait l'objet de diverses études écologiques (Gibert, 1997). Il a été démontré que les échanges (physiques, chimiques, biologiques) au niveau de la zone d'interface jouent un rôle majeur dans la régulation des flux de nutriments circulant dans les cours et de la biodiversité globale des systèmes aquatiques.

Les éléments présentés dans les paragraphes précédents montrent que l'étude des relations entre eau souterraine et eau de surface fait appel à des disciplines séparées. Il apparaît pourtant nécessaire d'associer les méthodologies, les outils qui peuvent être mobilisés dans ce domaine (écologie des espèces végétales aquatiques, biodiversité taxonomique et fonctionnelle des communautés d'invertébrés au sein des aquifères,

modèles hydrodynamiques, hydrogéochimie,) en relation avec les conditions de milieux (qualité et origine des aquifères, capacités d'échanges).

Ces outils biologiques sont importants et méritent donc d'être évoqués, mais dans la mesure où ils sortent des domaines de compétence du BRGM, il nous apparaît difficile d'en présenter une synthèse. Nous renvoyons le lecteur aux travaux réalisés dans le cadre de la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) pour l'évaluation des échanges nappes/rivière et de la part des apports souterrains dans l'alimentation des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, zones humides) appliquée au fleuve Rhône et à ses aquifères superficiels (Bornette et al., 2007 et 2008). Sur cette ZABR, l'incertitude et l'incomplétude des données hydrauliques ont imposé d'avoir recours à d'autres méthodes et mécanismes d'évaluation des échanges qui font appel à des organismes biologiques ou à des méthodes hydrochimiques.

Le rapport final de phase 1 présente une synthèse bibliographique des outils biologiques susceptibles d'être utilisés, considérant que ce sont les descripteurs biotiques, à savoir les organismes, qui fournissent le plus de renseignements permettant la reconstitution des circulations d'eau dans le milieu interstitiel. A titre d'exemple, on peut évoquer la relation très claire existant entre l'origine et le mode de circulation des eaux dans les sédiments, et la structuration spatio-temporelle des peuplements interstitiels à différentes échelles, qui a permis d'envisager la possibilité d'utiliser les taxons stygobies comme descripteurs biologiques des échanges entre eaux de surface et eaux souterraines (Illustration 72).

Espèces	Types d'écosystèmes	Origine de l'eau interstitielle	Importance des flux souterrains	Stabilité physique du milieu
<i>Fabaeformiscandona wegeli</i>	Chenal actif du cours d'eau	Eau de surface en infiltration	?	Supporte une certaine instabilité
<i>Pseudocandona zschokkei</i>	Chenal actif et lône proches du chenal	Eau de surface transformées et para-écoulement	?	Pas de préférence marquée
<i>Cryptocandona kieferi</i>	Lônes de position intermédiaire	Para-écoulement	Flux forts	
<i>Schellencandona triquetra</i>	Lônes isolés du système	Eau de nappe exclusivement	Flux faibles	Grande stabilité du régime hydrologique

Illustration 72 - Tableau des informations apportées par les quatre espèces de Candoninae stygobies (Crustacés Ostracodes) des plaines alluviales de l'Ain et du Rhône (Bornette et al. 2007, d'après Marmonier 1988).

La phase 1 du projet a permis de développer une méthodologie interdisciplinaire pour l'identification et l'évaluation des échanges nappes/Rhône. La mise en œuvre de l'outil d'analyse hydrobiogéonumérique qui en est issu a permis de traiter un secteur test sur le Rhône à l'amont de Lyon (Brégnier-Cordon). La méthodologie interdisciplinaire de caractérisation des échanges repose sur :

- une approche spécifique fondée sur 3 métriques principales : hydrophysique (hydrogéologie quantitative), hydrobiologique (indicateurs biologiques) et géochimique (traceurs chimiques) ;
- une interprétation croisée des résultats obtenus pour chaque métrique.

La phase 2 a abouti à un diagnostic qualitatif et quantitatif des échanges sur certains secteurs (Illustration 73). De ces résultats découlent des préconisations en matière de gestion de l'eau et de la biodiversité concernant par exemple la régulation de la thermie de l'eau et le maintien de l'inondation des zones humides en période estivale conditionnant la biodiversité, la protection et l'intensité de prélèvement dans les captages, les potentialités de réalimentation des nappes... Ce projet devrait se poursuivre jusqu'en 2012 (phase 3 et 4).

La métrique hydrobiologique mobilise deux types d'indicateurs pour évaluer les échanges : 1) d'une part les végétaux aquatiques, ou macrophytes, sensibles aux variations thermiques dues aux apports d'eaux souterraines, au niveau de ressources disponibles (=trophie) du milieu aquatique et aux perturbations ayant pour origine la dynamique fluviale ; 2) d'autre part, les invertébrés souterrains marqueurs des arrivées d'eaux souterraines.

La complémentarité des métriques permet une évaluation spatialement plus étendue pour des zones où l'on ne dispose pas de toutes les données, et procure aussi une plus-value d'informations spécifiques à chacune des métriques. Par exemple l'hydrophysique permet de quantifier les volumes échangés, les macrophytes identifient les sources de pollutions et les invertébrés les apports souterrains profonds.

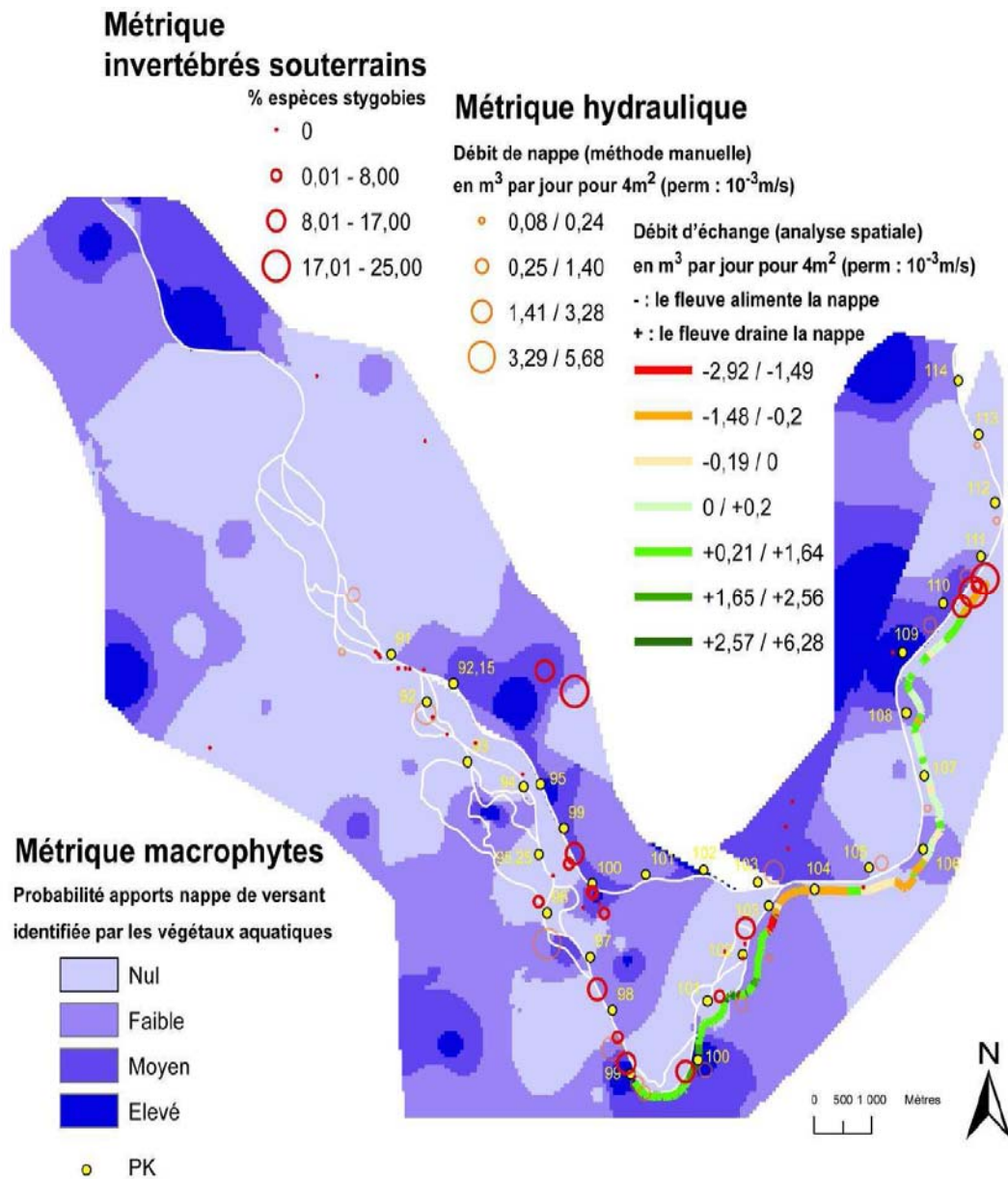


Illustration 73 - Cartographie des échanges nappes /Rhône établie à partir des résultats des métriques hydrophysiques et biologiques sur le secteur test de Brégnier-Cordon (Source : ENSM-SE, Université Lyon I, in Bornette et al., 2007 et 2008)

8. Conclusion

L'eau souterraine contribue largement à l'alimentation des milieux aquatiques superficiels (cours d'eau, plans d'eau, zones humides, mers ou océans) en particulier en période d'étiage. Elle joue un rôle important dans le maintien des ressources en eau de surface et notamment dans la préservation des écosystèmes terrestres associés, ce que souligne très clairement la DCE : « *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.* »

Les interactions entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés impliquent de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques dans des contextes géomorphologiques et climatiques très variés. Les relations entre ces milieux sont de ce fait complexes. Dans certains cas, c'est la masse d'eau souterraine qui alimente la masse d'eau de surface, dans d'autres cas, c'est l'inverse et le sens des échanges peut s'inverser en fonction du cycle hydrologique.

Si les références bibliographiques sur les relations entre eau souterraine et eau de surface sont particulièrement nombreuses, ce qui pose d'ailleurs une réelle difficulté à vouloir en dresser une synthèse, les travaux relatifs à la mise en œuvre de la DCE prenant en compte l'impact des eaux souterraines sur les masses d'eau de surface et les écosystèmes terrestres associés sont beaucoup plus rares. Seuls quelques pays européens ont travaillé à un niveau national sur ce thème, en particulier les danois et les britanniques. Ils ont ainsi contribué au développement d'une typologie des interactions entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes associés, de méthodes d'identification des masses d'eau de surface et des écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines ou de méthodes d'évaluation du risque pour ces mêmes écosystèmes terrestres.

Pendant plusieurs décennies, l'étude des relations entre eau souterraine et eau de surface s'est focalisée sur les aquifères alluviaux et sur les aspects quantitatifs, ce qui s'avère indispensable pour l'évaluation de la ressource et son exploitation. De nombreux outils ont été développés dans ce sens, en particulier des outils de modélisation quantitative pour la gestion des hydrosystèmes qui permettent d'évaluer les possibilités d'exploitation de l'aquifère tout en garantissant le débit d'étiage des cours d'eau. Plus récents, les outils géochimiques et isotopiques permettent de quantifier les apports souterrains et les processus à l'interface nappe-rivière. L'analyse des faciès hydrochimiques permet de caractériser des mélanges d'eau issus de plusieurs sources en proportions différentes. Les outils isotopiques permettent quant à eux de tracer l'origine de la recharge d'un aquifère de manière spatiale (zone de recharge) et temporelle, de tracer l'origine des éléments présents dans l'eau ou encore d'évaluer l'âge d'une eau. Enfin des outils biologiques commencent à voir le jour

utilisant des macrophytes et des invertébrés souterrains marqueurs d'arrivée d'eau souterraine.

Sur le plan de la compréhension des interactions entre eau souterraine et eau de surface, les travaux se focalisent sur les aspects qualitatifs en particulier à l'interface (zone hyporhéique) ; c'est à ce niveau que l'on observe des phénomènes d'atténuation naturelle de polluants. Les réactions géochimiques intervenant dans la zone hyporhéique permettent l'élimination des particules en suspension, la biodégradation de certains composés organiques, des bactéries, virus et parasites mais également l'élimination des substances organiques et inorganiques par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation. Des phénomènes d'atténuation peuvent également être liés à des mécanismes de filtration (biologique, chimique et physique) qui bien que distincts, agissent simultanément voire de manière complémentaire. A l'inverse, on peut noter des effets néfastes pour la qualité de l'eau liés aux modifications des conditions physiques ou chimiques de la zone hyporhéique. La synthèse sur les processus de mobilisation ou d'atténuation par groupe de substances ne permet pas d'aboutir à des conclusions générales. Ces processus sont en effet très dépendants des propriétés de chaque substance ainsi que de la structure et de la composition des sédiments de la zone hyporhéique. Pour les métaux par exemple, les processus de rétention sont l'adsorption par les particules solides et la précipitation essentiellement sous formes de carbonates, de sulfures, des phosphates ou d'hydroxydes. L'affinité relative entre les métaux et les phases solides caractérise les propriétés de rétention ou de mobilité de ces métaux. Certains métaux restent en quantités notables sous formes solubles (bore, strontium,...) et donc mobiles, tandis que d'autres forment des complexes par exemple avec la matière organique (cuivre, plomb,...). Pour les micro-organismes, leur présence va être liée aux conditions aérobies ou anaérobies du milieu et elles seront atténuées essentiellement par filtration en fonction des temps de transfert entre l'aquifère et le cours d'eau. Pour les nitrates, de nombreux travaux ont été consacrés aux mécanismes de dénitrification dans la zone riparienne et dans la zone hyporhéique. Une eau provenant de la nappe peut subir une dénitrification au passage de la zone hyporhéique réductrice puis être ensuite nitrifiée au sein de la rivière fortement oxygénée. Les paramètres influençant la dénitrification sont le pH, la température, la teneur en matière organique des sédiments, souvent associée à la fraction argileuse. Pour les produits phytosanitaires, du fait que la plupart des molécules ont une affinité avec le sol et se dégradent dans celui-ci, les transferts entre la nappe et la rivière ne sont ni immédiats, ni conservatifs. Ces molécules peuvent être stockées dans la zone hyporhéique en période de hautes eaux et relarguées en période de basses eaux en fonction du taux de matière organique des sédiments. Pour les solvants chlorés et les hydrocarbures, la dégradation de ces substances par les microorganismes présents dans l'environnement est le phénomène prépondérant. Les hydrocarbures ont des comportements différents dans l'environnement en fonction du nombre d'atomes de carbone et du nombre de cycles, mais à l'inverse des composés chlorés, ils se dispersent peu. Au final, la grande variété des mécanismes d'atténuation dans la zone hyporhéique fait qu'il est difficile d'établir des relations entre la chimie d'une nappe et celle d'un cours d'eau, même en période d'étiage, quand le débit de la rivière provient essentiellement de la nappe.

L'ensemble des travaux sur les relations entre eau souterraine et eau de surface a permis d'améliorer la connaissance des processus mais a été peu valorisé en terme méthodologique et d'aide à la décision en particulier pour la mise en œuvre de la DCE. Des actions ont vu le jour au niveau local en France, mais en l'absence d'un cadre méthodologique national. Un certain nombre de travaux à caractère méthodologique pourraient être réalisés, sur la base de ces actions locales et des expériences d'autres pays européens, pour une meilleure gestion des masses d'eau souterraines prenant en compte eau de surface et écosystème 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
- pour les MESO susceptibles de contaminer les MESU, évaluer le potentiel d'atténuation des pollutions à l'interface eau souterraine – eau de surface
- identifier les MESU 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 le monitoring des eaux souterraines pour prendre en compte l'impact sur les écosystèmes

Les connaissances scientifiques doivent être approfondies dans certains domaines tels que le rôle de la zone hyporhéique et les mécanismes d'atténuation des pollutions. Il faut développer des modèles conceptuels des écoulements et des processus d'atténuation au niveau de la zone hyporhéique. Ces modèles devront permettre d'évaluer l'impact des pollutions ou d'une modification des écoulements sur l'état écologique des masses d'eau de surface. Ceci implique de connaître les liens entre pressions environnementales sur les eaux souterraines (sur la plan quantitatif et qualitatif) et réponse de l'écosystème aquatique. Dans ce domaine, un effort de rapprochement doit être entrepris entre spécialistes des deux disciplines (hydrogéologues d'une part, écologues d'autre part) afin de déterminer des critères d'évaluation de type pressions-impacts. Concernant l'atténuation des polluants, il importe de mieux prendre en compte la structure (nature, épaisseur, variabilité latérale) et la géochimie des sédiments pour évaluer leur potentiel d'atténuation.

Même s'il apparaît difficile d'extrapoler les résultats obtenus sur un site d'étude, il importe de disposer de sites pilotes sur lesquels on peut acquérir de la donnée, élaborer des modèles conceptuels et tester différents outils d'évaluation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés. Les outils existants (modèles globaux, modèles maillés hydrodynamiques et de transport, outils géochimiques, isotopiques et hydrobiologiques) ont chacun leur spécificité et doivent être utilisés de manière combinée.

9. Bibliographie

- Aeschbach-Hertig, W., Schlosser, P., Stute, M., Simpson, H.J., Ludin, A., Clark, J.F., 1998. A $^3\text{H}/^3\text{He}$ study of groundwater flow in a fractured bedrock aquifer. *Ground Water* 36 (4), 661–670.
- Amalric L., Baran N., Jeanot R. et al. (2002) - Les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires du sol vers les nappes et les méthodes d'analyse des produits phytosanitaires dans les eaux. BRGM/RP-51590-FR
- Angier, J. T.; McCarty, G. W.; Rice, C. P.; Bialek, K., (2002). Influence of a riparian wetland on nitrate and herbicides exported from an agricultural field. *Journal of Agricultural and food chemistry*, 50, (15), 4424-4429.
- Auterives C. (2006) - Influence des flux d'eau souterraine entre une zone humide superficielle et un aquifère profond sur le fonctionnement hydrochimique des tourbières : exemple des Marais du Cotentin, Basse-Normandie, Thèse de l'Université Rennes 1. Géosciences Rennes UMR 6118.
- Banat K.M., Howari F.M. Al-Hamad A.A. (2005) - Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks?, *Environmental Research*, 97(3), pp. 258-273.
- Barriuso, E.; Benoit, P.; Dubus, I. G., (2008). Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental science & technology* 42, (6), 1845-1854.
- Baskaran, S., Ransley, T., Brodie, R.S. and Baker, P., 2009. Investigating groundwater-river interactions using environmental tracers *Australian Journal of Earth Sciences*, 56(1), 13-19.
- Battin T.J. (1999) - Hydrologic flow paths control dissolved organic carbon fluxes and metabolism in an alpine stream hyporheic zone. *Water Resources Research*, 35(10), pp. 3159-3169.
- Bauer M., Eichinger L., Elsass Ph., Kloppmann W., Wirsing G. (2005). Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Upper Rhine Graben. *International Journal of Earth Sciences*, 94(4), 565-579.
- Ben Othman, D., Luck, J.M., and Tournoud, M.G., 1997. Geochemistry and water dynamics: application to short time-scale flood phenomena in a small Mediterranean catchment. I- Alkalies, alkali-earths and Sr isotopes. *Chem. Geol.*, 140: 9-28.
- Bertin C., Bourg A., Kedziorek M. (1992) – Influence de la pollution d'un cours d'eau par le cadmium et le zinc sur la qualité des eaux souterraines d'une nappe alluviale : exemple du lot au voisinage du Riou Mort (Aveyron), BRGM/RR-36009-FR.
- Bertin C., Bourg A., Ricard J. (1991) – Influence de la pollution du Lot par le cadmium et le zinc sur la qualité des eaux souterraines des nappes alluviales. 1^{ère} phase (rapport d'avancement). Rapport BRGM/RR-32404-FR.
- Bertin, C., Bourg, C.M., 1994. Radon-222 and chloride as natural tracers of the infiltration of river water into an alluvial aquifer in which there is significant river/groundwater mixing. *Environmental Science and Technology*. 28, 794-798.

Beyerle, U., Aeschbach-Hertig, W., Hofer, M., Imboden, D.M., Baur, H., and Kipfer, R., 1999. Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with H-3/He-3, noble gases and CFCs. *J. Hydrol.*, 220(3-4): 169-185.

Bichot, F., Chery, L., Mierzchala, S. (1994) – La qualité des eaux souterraines du département de la Dordogne. Propositions pour la mise en place d'un réseau de surveillance, BRGM/RR-38087-FR.

Billen, G., Thieu, V., Garnier, J., and Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133(3-4): 234-246.

Blum, A., Chery, L., Barbier, J., et al. (2002) - Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie. Rapport final, RP-51549-FR, 5 volumes.

Boesten, J., (2000). Modeller subjectivity in estimating pesticide parameters for leaching models using the same laboratory data set. *Agricultural water management*, 44, (1-3), 389-409.

Bornette G., Déchomets R., Ferreira D., Germain A., Gibert J., Graillot D., Jezequel C., Lafont M., Marmonier P., Paron F., Piscart C., Puijalon S., Simon L. (2007 et 2008) - Evaluation des échanges nappes/ rivière et de la part des apports souterrains dans l'alimentation des eaux de surface (cours d'eau. Plans d'eau, zones humides) . Application au fleuve Rhône et à ses aquifères superficiels. Rapports finaux phases 1 et 2, Action recherche valorisation ZABR, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne (ENSM-SE) .Université Claude Bernard Lyon 1 (UCBL) , CEMAGREF Lyon. 167p. + Annexes (rapport phase 1 : 2007) ; 129p + Annexes (rapport phase 2 : 2008) .

Bottomley, D.J., Craig, D., and Johnston, L.M., 1986. Oxygen-18 studies of snowmelt runoff in a small Precambrian shield watershed: Implications for streamwater acidification in acid-sensitive terrain. *J. Hydrol.*, 88(3-4): 213-234.

Briand, (2003). Influence des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles sur les variations spatio-temporelles des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides. Thèse université de rennes 1.

Briand, O.; Millet, M.; Bertrand, F.; Clement, M.; Seux, R., (2002) -Assessing the transfer of pesticides to the atmosphere during and after application. Development of a multiresidue method using adsorption on tenax and thermal desorption-GC/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374, (5), 848-857.

BRIDGE (2006) – Background cRiteria for the Identification of Groundwater thresholds – D10 : Impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems. Research for policy support.

Brinson M. M. (1993). A hydrogeomorphic classification for wetlands, USACE, Waterways Experiment Station, Technical Report WRP - DE - 4, 79 pp.

Brinson, M. M., Hauer, F. R., Lee, L. C., Nutter, W. L., Rheinhardt, R. D., Smith, R. D. et Whigham, D. (1995). A guidebook for hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands. U.S. Army Corps of Engineers, waterways experiment station, 219 pp.

Brodie, R, Sundaram, B, Tottenham, R, Hostetler, S, and Ransley, T. (2007) - An overview of tools for assessing groundwater-surface water connectivity. Bureau of Rural Sciences, Canberra, 131 p.

- Carlyle G.C., Hill A.R. (2001) - Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry, *J. of Hydrology*, 247(3-4), pp. 151-168.
- Castany, G.(1965) - Unicité des eaux de surface et des eaux souterraines, principe fondamental de la mise en valeur des ressources hydrologiques, *Hydrological Sciences Journal*, 10: 3, pp. 22-30
- Chaudhuri S., Clauer N., Semhi K. (2007) - Plant decay as a major control of river dissolved potassium: a first estimate, *Chemical Geology*, 243, pp.178–190.
- Cheevaporn V., Jacinto G.S., San Diego-McGlone M.L. (1995) - Heavy metal fluxes in Bang Pakong River estuary, Thailand: Sedimentary vs diffusive fluxes, *Int. Conf. on marine pollution and ecotoxicology held in Hong Kong*, *Marine Pollution Bulletin* 31(4-12), pp. 290-294.
- Chery L. et al. (2006) – Qualité naturelle des eaux souterraines : méthode de caractérisation des états de référence des aquifères Français, Guide technique.
- Choi J.H., Park S.S, Jaffe P.R. (2006) - The effect of emergent macrophytes on the dynamics of sulfur species and trace metals in wetland sediments. *Environmental Pollution*, 140(2), pp. 286-293
- Clark I and P. Fritz, (1997) *Environmental Isotopes in Hydrogeology*, CRC Press, 328 p.
- Commission Européenne (2008) - Protection des eaux souterraines en Europe, Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés européennes
- Conant B., Cherry J.A., Gillham R.W. (2004) - A PCE groundwater plume discharging to a river: influence of the streambed and near-river zone on contaminant distributions, *J. of Contaminant Hydrology*, 73(1-4) pp. 249-279
- Cook P.G., Solomon D.K., 1997. Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $3\text{H}/3\text{He}$ and 85Kr , *J. Hydrol.* 191, 245-265.
- Cook, P.G., Lamontagne, S., Berhane, D. and Clark, J.F., 2006. Quantifying groundwater discharge to Cockburn River, southeastern Australia, using dissolved gas tracers Rn-222 and SF_6 *Water Resources Research*, 42(10), W10411.
- Cook,P.G., Favreau,G., Dighton,J.C., and Tickell,S., 2003. Determining natural groundwater influx to a tropical river using radon, chlorofluorocarbons and ionic environmental tracers. *J. Hydrol.*, 277(1-2): 74-88.
- Crandall CA, Katz BG and Hirten, JJ, 1999. Hydrochemical evidence for mixing of river water and groundwater during high-flow conditions, lower Suwannee River basin, Florida, USA. *Hydrogeology Journal* 7, 454-467.
- Curie F. (2006), Rétention de nitrates dans les zones humides riveraines. Thèse de doctorat 2006-27, Université de Paris VI, 211p. <http://www.cig.ensmp.fr/~hydro/THE/CURIE.pdf>
- Dahl M., Nilsson B., Langhoff J.H. et al. (2007) – Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *Journal of Hydrology*, 344, pp. 1-16.
- Darmendrail D. (1987) - Filtration géochimique de métaux lors de leur transfert d'une rivière vers une nappe alluviale, Thèse, Université Bordeaux 3, 330 p.
- Daum J.R., Durand F. (1997) – Méthodes d'évaluation de l'impact des prélèvements réalisés dans les nappes d'accompagnement sur les eaux superficielles associées, rapport BRGM/RR-38586-FR

Daum J.R., Martelat A. (1997) – Guide sur la gestion et la protection des captages d'eau potable dans les nappes alluviales, document FNDAE N°19

Delmas-Gadras C. (2000) – Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier, Thèse, Université de Pau et des Pays de l'Adour.

Denys S. (2004) - Biodégradation des solvants chlorés en conditions naturelles mécanismes et caractérisation, Synthèse bibliographique, INERIS, Octobre 2004.

Domange N. (2005) - Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin), Thèse, Université Louis Pasteur Strasbourg.

Dorobisz N., (2000). Transferts de produits phytosanitaires par ruissellement et réseau de drainage. La jaillière 1993-1999. Mémoire de fin d'étude, Université de Metz. 120p.

Ducharne A, Fustec E. (2003) - Les zones humides Leurs capacités de dénitrification et de rétention des pesticides, Séminaire de Fontainebleau (AESN/SAGEP)- 24-25 juin 2003 Actions préventives sur les eaux souterraines : bilan et perspectives

Duncan, D.; Pederson, D. T.; Shepherd, T. R.; Carr, J. D. (1991). „Atrazine used as as a tracer of induced recharge. Ground Water Monitoring and Remediation, 11, (4), 144-150.

Eguchi, S., Nakajima, Y., Yabusaki, S., Kasuya, M., Shibayama, H., Tsunekawa, A., and Imai, K., 2009. Denitrification during Vertical Upwelling at an Alluvium-Diluvium Interface below the Upland Perimeter of a Riparian Paddy. Journal of Environmental Quality, 38(6): 2198-2209.

Eikenberg J., Tricca A., Vezzu G., Stille P., Bajo S., Ruethi M. (2001) - $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}/^{224}\text{Ra}$ and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotope relationships for determining interactions between ground and river water in the upper Rhine valley, Journal of Environmental Radioactivity, 54, pp. 133-162.

Ellins KK, Roman-Mas A and Lee R, (1990). Using ^{222}Rn to examine groundwater/surface discharge interaction in the Rio Grande De Manati, Puerto Rico. Journal of Hydrology 155:319-341.

Ellis P.A., Rivett M.O. (2007) - Assessing the impact of VOC-contaminated groundwater on surface water at the city scale, Journal of Contaminant Hydrology, 91(1-2), pp. 107-127.

Entry J.A., Farmer N. (2001) - Movement of Coliform Bacteria and Nutrients in Ground Water Flowing through Basalt and Sand Aquifers, Journal of Environmental Quality, 30(5), pp. 1533-1539.

Environment Agency (2005) - Groundwater–surface water interactions in the hyporheic zone, Science Report SC030155/SR1, 65 p.

<http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO0605BJCQ-e-e.pdf>

Environment Agency, 2008. A classification scheme for pollutant attenuation potential at the groundwater–surface water interface. Environment Agency Science Report SC030155/SR7, EA, Bristol, UK.

European Commission (2003) – Common implementation strategy for the WFD ; Guidance Document No 12 ; The role of wetlands in the WFD, 61 p.

European Commission (2005) – Common implementation strategy for the WFD ; Guidance Document No 13 ; Overall approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, 53 p.

Faust C.R. et al -1989 - Simulation of three dimensional flow of immiscible fluids within and below the unsaturated zone. Water Resources Research Vol 25, n° 12.

Fette M., Kipfer R., Schubert C.J., Hoehn E., Wehrli B. (2005) - Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Applied Geochemistry* 20, pp. 701-712.

Fetter C.W. (1999) - *Contaminant Hydrogeology*, 2nd edition – Prentice Hall.

Flipo, Nicolas (2005) *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières: Application au bassin du Grand Morin*. Doctorat Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives, CIG- Centre d'informatique géologique, ENSMP p.244.

Focht, D. D. et Chang, A. C. (1975). Nitrification and denitrification processes related to waste water treatment. *Advanced Applied Microbiology*. 19: 153-186.

Ford R.G., Wilkin R.T., Puls R.W. (2007a) - Monitored attenuation of inorganic contaminants in groundwater. Assessment for non-Radionuclides including arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, nickel, nitrate, perchlorate and selenium. United states Environment Protection Agency.

Ford R.G., Wilkin R.T., Puls R.W. (2007b) - Monitored attenuation of inorganic contaminants in groundwater. Technical bases for assessment. United states Environment Protection Agency. <http://www.epa.gov/ada/download/reports/600R07139/600R07139.pdf>

Forsyth P.A. - 1988 - Simulation of non aqueous phase groundwater contamination. *Advances in Water Resources* Vol 18.

Frissant N. (2008) - Evaluation de la qualité des eaux souterraines de la Corse à partir des résultats d'analyses d'eau de surface à l'étiage, BRGM/RP-56222-FR.

Fritz B.G., Arntzen E. V. (2007) - Effect of rapidly changing river stage on uranium flux through the hyporheic zone, *Ground Water*, 45(6), pp.753-760.

Fukada T, Hiscock K, Dennis PF, Grischek T. 2003. A dual isotope approach to identify denitrification in groundwater at a river-bank infiltration site. *Water Research* 37(13):3070-8

Fustec E., Lefeuvre J.C. (2000) - *Fonctions et valeurs des zones humides*, Paris : Dunod, 426 pp.

Gaillard, S., Sebilho, M., Brunstein, D., N'Guyen-The, D., Grably, M., Fustec, E., Bendjoudi, H., Bravard, J. P., Amezal, A., Billen, G. & Mariotti, A. (2002) - Programme PIREN-Seine 1998-2001-Typologie et fonctions des zones humides riveraines-rapport de synthèse, février 2002. UMR CNRS 7619 Sisyphe, Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Gaillardon R., Gaudry J.C., Calvet R., 1983. Effet des matières organiques ajoutées au sol sur l'adsorption des herbicides. Influence de la composition des matières organiques. *Weed Research*, vol 23. p. 333-338.

Gandy C.J., Smith J.W.N., Jarvis A.P. (2007) - Attenuation of mining-derived pollutants in the hyporheic zone: A review. *Science of the total environment*, 373(2-3), pp. 435-446.

Gasca D., Ross D. (2009) The use of wetland water balances to link hydrogeological processes to ecological effects, *Hydrogeology Journal*, vol. 17, n°1, 115-133.

Gelbrecht J., Lengsfeld H., Pothig R. et al. (2005) - Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 304(1-4), pp.151-165.

Ghodeif K., Fritz B. (2007) – Assessment of the hydrogeological environment around Ismailia canal, eastern Nile delta, Egypt, for the applicability of bank filtration technique. AIH, Lisbonne.

Gibert J., Mathieu J., Fournier F. (eds.) (1997) – *Groundwater / Surface water Ecotones : Biological and Hydrological Interactions and Management Options*. Cambridge University Press

Gibson, J.J., Edwards, T.W.D., Birks, S.J., St Amour, N.A., Buhay, W.M., McEachern, P., Wolfe, B.B., and Peters, D.L., 2005. Progress in isotope tracer hydrology in Canada. *Hydrol. Process.*, 19(1): 303-327.

Gourcy L., Winckel A., Baran N. et al. (2007) - Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée, BRGM/RP-55918-FR.

Gourcy, L., Baran, N., Vittecoq, B., Salquebre, D., (2008). Utilisation des outils CFC et SF6 pour la datation des eaux souterraines dans divers contextes hydrogéologiques français. *Géologues*, N° 159, 30-39.

Goutal, N., Luck, M., Boyer, P., Monte, L., Siclet, F., and Angeli, G., (2008). Assessment, validation and intercomparison of operational models for predicting tritium migration from routine discharges of nuclear power plants: the case of Loire River. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(2): 367-382.

Gowing DG, Spoor G, Mountford O (1998) The influence of minor variations in hydrological regime on grassland plant communities: implications for water management. In: Joyce CB, Wade PM (eds) *European wet grasslands: biodiversity, management and restoration*. Wiley, Chichester, pp 217–227

Grasby S. E., Hutcheon I., McFarland L. (1999) - Surface-water-groundwater interaction and the influence of ion exchange reactions on river chemistry, *Geology*, 27(3), pp. 223-226.

Grosbois C. (1998) – Géochimie des eaux de la Loire : contributions naturelles et anthropiques, quantification de l'érosion. Thèse, Université de Tours, p.232.

Gruenheid S., Amy G., Jekel M. (2005) Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge, *Water Research*, 39(14), pp. 3219-3228

Guangming J., Noonan M.J., Graeme D.B. et al. (2007) - Transport of *Escherichia coli* through variably saturated sand columns and modelling approaches, *Journal of Contaminant Hydrology*, 93, pp. 2–20

Harvey, J.W., Newlin, J.T., and Krupa, S.L., 2006. Modeling decadal timescale interactions between surface water and ground water in the central Everglades, Florida, USA. *J. Hydrol.*, 320(3-4): 400-420.

Heaton T.H.E., Vogel J.C., 1981. "Excess air" in groundwater, *J. Hydrol.*, Vol. 50, 201-216.

Heberer T., Mechlinski A., Fanck B et al. (2004) - Field studies on the fate and transport of pharmaceutical residues in bank filtration *Ground Water Monitoring & Remediation*, 24(2), p.70-77

Hinkle S.R., Duff J.H., Triska F.J. et al. (2001) - Silva Linking hyporheic flow and Nitrogen cycling near Willamette – a large river in Oregon USA, *Journal of Hydrology*, 244, p. 157-180

Hiscock K.M., Grischek T. (2002) Attenuation of groundwater pollution by bank filtration- *Journal of Hydrology*, 266, pp. 139-144

Hulme, P., Miller, F., Evers, S., Phillips, N., Brooks, A., Whiteman, M. & Cohen, A. (2007) Assessing the risk of significant damage at groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales. In: *Proceedings of XXXV IAH Congress "Groundwater and Ecology"* (eds Ribeiro, L., Chambel, A. & Condesso de Melo, M.T.), Lisbon.

Huntscha, S.; Singer, H.; Canonica, S.; Schwarzenbach, R. P.; Fenner, K., (2008). Input dynamics and fate in surface water of the herbicide metolachlor and of its highly mobile transformation product metolachlor ESA. *Environmental science & technology*, 42, (15), 5507-5513.

- Hyer K.E., Hornberger G.M., Herman J.S. (2001) - Processes controlling the episodic streamwater transport of atrazine and other agrichemicals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology*, 254(1-4), pp. 47-66
- IAEA, 2006. Use of Chlorofluorocarbons in hydrology: A guidebook. STI/PUB 1238, IAEA, Vienna. 277p.
- INERIS (2005) - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques
- Jones J.B., Holmes R.M. (1996) - Surface-subsurface interactions in stream ecosystems, *Tree*, 11(6), pp. 249-252.
- Jonsson K., Johansson H., Wörman A. (2003) - Hyporheic exchange of reactive and conservative solutes in streams—tracer methodology and model interpretation, *Journal of Hydrology*, 278, pp. 153–171
- Kah, M.; Beulke, S.; Brown, C. D., (2007) Factors influencing degradation of pesticides in soil. *Journal of Agricultural and food chemistry*, 55, (11), 4487-4492.
- Kah, M.; Brown, C. D., (2007). Prediction of the adsorption of ionizable pesticides in soils. *Journal of Agricultural and food chemistry*, 55, (6), 2312-2322.
- Kedziorek M.A.M., Bourg A.C.M. et al. (2008) - Organic Matter and Modeling Redox Reactions during River Bank Filtration in an Alluvial Aquifer of the Lot River, France. *Environmental Science & Technology*, 42(8), pp. 2793-2798.
- Kendall, C., (1998). Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments, In: C. Kendall and J.J. McDonnell (Eds.), *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Elsevier, Amsterdam, pp. 519-576.
- Kendall, C., McDonnell, J.J., (1998). *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 839 p.
- Kim S.B., Corapcioglu M.Y., Kim D.J. (2003) - Effect of dissolved organic matter and bacteria on contaminant transport in riverbank filtration. *Journal of Contaminant Hydrology*, 66(1-2), pp.1-23
- Kleineidam S., Rugner H., Grathwohl P. (1999) - Influence of petrographic composition/organic matter distribution of fluvial aquifer sediments on the sorption of hydrophobic contaminants. *SEDIMENTARY GEOLOGY*, 129(3-4), pp. 311-325.
- Klöppel H. (1994). Herbicides in surface runoff : a rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere*, vol 28, N°4. p. 649-662.
- Kloppmann, W., (2003). Etude isotopique de la pollution azotée de la nappe d'Alsace entre Sierentz et Ottmarsheim. Rapport Final. BRGM/RP-52331-FR, 69 p., 18 fig.
- Kloppmann, W., Chabart, M., Schomburgk, S., (2004). Transfert piémont-nappe dans la région de Merxheim (Haut-Rhin). Phase 2 : Etude géochimique et isotopique. Rapport BRGM-RP-53547-FR.
- Koh D.C, Plummer L.N., Solomon K., Busenberg E., Kim Y-J., Chang H.W (2006) - Application of environmental tracers to mixing, evolution, and nitrate contamination of groundwater in Jeju Island, Korea. *Journal of Hydrology* 327, 258-275.
- Kolpin, D. W.; Thurman, E. M.; Linhart, S. M., (2001). Occurrence of cyanazine compounds in groundwater: Degradates more prevalent than the parent compound. *Environmental science & technology*, 35, (6), 1217-1222.

- Kowalenko C.G., Yu S. (1995) - Assessment of nitrate adsorption in soils by extraction, equilibration and column-leaching methods. Agriculture and Agri-Food Canada, Pacific Agriculture Research Centre (Agassiz), British Columbia, Canada, Contribution no. 537.
- Kraemer, T.F. and Genereux, D.P. (1998). Applications of uranium- and thorium-series radionuclides in catchment hydrology studies. In: C. Kendall and J.J. McDonnell (Eds.), *Isotope tracers in catchment hydrology*, Elsevier, Amsterdam, pp. 679-722.
- Krause S, Heathwaite AL, Miller F, Hulme P, Crowe A (2007) Groundwater-dependent wetlands in the UK and Ireland: controls, functioning and assessing the likelihood of damage from human activities. *Water Resour Manag* 21:2015–2025.
- Krupka K.M., Martin W.J. (2001) – Subsurface contaminant focus area : monitored natural attenuation (MNA) - Programmatic, technical and regulatory issues. U.S. Department of Energy. http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-13569.pdf
- Kueper B.H. , Frind E.O. - 1991 - Two-phase flow in heterogeneous porous media 1) Model development 2) Model application . *Water Resources Research* , Vol 27, n° 6
- Kumar M., Al. Ramanathan, A. K. Keshari (2009) - Understanding the extent of interactions between groundwater and surface water through major ion chemistry and multivariate statistical techniques. *Hydrological Processes*. 23(2),: 297-310
- Ladouche,B., Probst,A., Viville,D., Idir,S., Baqué,D., Loubet,M., Probst,J.-L., and Bariac,T., (2001). Hydrograph separation using isotopic, chemical and hydrological approaches (Strengbach catchment, France). *J. Hydrol.*, 242: 255-274.
- Lambs,L., (2000). Correlation of conductivity and stable isotope ^{18}O for the assessment of water origin in river system. *Chem. Geol.*, 164: 161-170
- Lambs,L., (2004). Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *J. Hydrol.*, 288(3-4): 312-326.
- Lautz L.K., Siegel D.K. (2006) - Modeling surface and ground water mixing in the hyporheic zone using MODFLOW and MT3D, *Advances in Water Resources*. 29, pp.1618–1633
- Lee, R.W. and Hollyday, E.F., (1993). Use of radon measurements in Carters Creek, Maury County, Tennessee, to determine location and magnitude of ground-water seepage. In: Gunderson LCS and Wanty RB (eds), *Field studies of radon in rocks, soils and water*. CK Smoley, 237-242.
- Lin Y.C, Chang M.S., Medina M.A. (2005) - A methodology for solute transport in unsteady, nonuniform streamflow with subsurface interaction, *Advances in Water Resources* 28(8), pp. 871-883.
- Lions J., Van.Der.Lee.J., Guerin V., Bataillard P., Laboudigue.A. (2007) - Zinc and cadmium mobility in a 5-year old dredged sediment deposit: experiments and modelling. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 207-215.
- Macdonald B., White I., Sommerville P. (2007) – Surface and groundwater interactions: water quality implications. AIH, Lisbonne.
- Mamy, L.; Barriuso, E., (2007). Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils. *European Journal of Soil Science*, 58, (1), 174-187.
- Marmonier, P. 1988. Biocénoses interstitielles et circulation des eaux dans le sous-écoulement d'un chenal aménagé du Haut-Rhône français. Thèse de Doctorat, Université Lyon 1, 240 p.
- Marzadri A., Bellin A. (2007) – Nitrogen cycle in gravel bed rivers: the effect of the hyporheic zone. AIH, Lisbonne.

- Mason, P. J.; Foster, I. D. L.; Carter, A. D.; Walker, A.; Higginbotham, S.; Jones, R. L.; Hardy, I. A. J. (1999) - Relative importance of point source contamination of surface waters: River Cherwell catchment monitoring study. In Human and environmental exposure to xenobiotics; Del Re, A. A. M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Evans, S. P., Trevisan, M., Eds.; La Goliardica Pavese: Pavia, Italy, 1999; pp 405-412.
- Massmann G., Dunnbier U., Heberer T., Taute T. (2008b) – Behaviour and redox sensivity of pharmaceutical residues during bank filtration – Investigation of residues of phenazone-type analgesics. *Chemosphere*, 71, pp. 1476-1485.
- Massmann G., Nogeitzig G.A., Taute T., Pekdeger A (2008) - Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany. *Environmental Geology*, 54(1), pp. 53-65.
- Massmann,G., Sultenfuss,J., Dunnbier,U., Knappe,A., Taute,T., and Pekdeger,A., (2008). Investigation of groundwater a residence times during bank filtration in Berlin: multi-tracer approach. *Hydrol. Process.*, 22(6): 788-801.
- Massmann,G., Tichomirowa,M., Merz,C., and Pekdeger,A., (2003). Sulfide oxidation and sulfate reduction in a shallow groundwater system (Oderbruch Aquifer, Germany). *J. Hydrol.*, 278(1-4): 231-243.
- Mayes W.M. Gozzard E., Potter H.A.B , et al. (2008) - Quantifying the importance of diffuse minewater pollution in a historically heavily coal mined catchment. *Environmental Pollution*, 151, pp. 165-175.
- Mérot Ph. *Coord.* (2000) - PNRZH Ty-Fon , typologie fonctionnelle des zones humides de fond de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse, Rapport final, Septembre 2000, 115 p.
- Merz C., Schuhmacher P., Winkler A. et al. (2005) - Identification and regional quantification of hydrochemical processes at the contact zone between anoxic groundwater and surface water in poldered floodplains (Oderbruch Polder, Germany), *Applied Geochemistry*, 20(2), pp.241-254.
- Meybeck M. (1984), Les fleuves et le cycle géochimique des éléments, Thèse d'état, Université Pierre et Marie Curie, 456p.
- Miljøstyrelsen, (2004). Basic analysis part 1. Characterization of water bodies and assessment of impacts (in Danish). Guidance Report No. 2. Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.
- Miretzky P., Munoz C., Carrillo-Chavez A. (2006) - Experimental Zn(II) retention in a sandy loam soil by very small columns, 65(11), pp. 2082-2089.
- Mitsch W. J., Gosselink J.C. (1993) *Wetlands*, New York : Van Nostrand Reinhold Company, 722 p..
- Mougin B., Charbonnier P., Thomas E. et al. (2003) - Aide à la gestion des transports de sédiments et de polluants. Bassins versants des rivières de Morlaix. Rapport final, BRGM/RP-52578-FR.
- Mueller J. (2000) - Large-scale field experiments on the mobility of heavy metals (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Zn) in groundwater, IAHS-AISH Publication, 262, pp.135-140
- Mullinger, N.J., Binley, A.M., Pates, J.M. and Crook, N.P., (2007). Radon in Chalk streams: Spatial and temporal variation of groundwater sources in the Pang and Lambourn catchments, *UK Journal of Hydrology* 339(3-4), 172-182.
- Nakajima, M., Hayamizu, T. et Nishimura, H. (1984). Effect of oxygen concentration on the rates of denitrification and denitrification in the sediments of an eutrophic lake. *Water research*. 18: 335-338.

Negrel P., Barbier J., Petelet E. (2001) - Caractérisation géochimique et isotopique des relations eaux de surface - eaux souterraines de la zone humide de la Loire au niveau du Bec d'Allier, BRGM/RP-50668-FR.

Negrel P., Colin A., Petelet-Giraud E. et al. (2006) –CARISMEAU - Caractérisation isotopique et géochimique des masses d'eau dans le bassin Adour Garonne: interconnexions et hétérogénéités, BRGM/RP-55069-FR.

Negrel, P. and Petelet-Giraud, E., (2005a). Strontium isotopes as tracers of groundwater-induced floods: the Somme case study (France). J. Hydrol., 305(1-4): 99-119.

Négrel Ph., Petelet-Giraud E., Sgouridis F. (2005b) – EUROWET, Integration of European Wetland research in sustainable management of the water cycle. Importance des Zones Humides dans le cycle de l'eau.

Negrel, P., Petelet-Giraud, E., Barbier, J., and Gautier, E., (2003a). Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: Chemical and isotopic systematics. J. Hydrol., 277(3-4): 248-267

Negrel, P., Petelet-Giraud, E., Doerfliger, N., Pointet, T., and Pennequin, D., (2003b). Isotopic constraints for flooding processes comprehension: the Somme case. Houille Blanche-Revue Internationale de l'Eau, (6): 104-111.

Négrel, Ph., Fouillac, C., and Brach, M., (1997). Occurrence of mineral water springs in the stream channel of the Allier River (Massif Central, France) : chemical and Sr isotope constraints. J. Hydrol., 203: 143-153.

Oxtobee, J.P.A. and Novakowski, K., (2002). A field investigation of groundwater/surface water interaction in a fractured bedrock environment. J. Hydrol., 269(3-4): 169-193.

Pauwels, H., Lachassagne, P., Bordenave, P. et al. (2001) - Temporal variability of nitrate concentration in a schist aquifer and transfer to surface waters Applied Geochemistry, 16(6), pp.583-596.

Pereira, W. E.; Hostettler, F. D., (1993). Nonpoint source contamination of the mississippi river and its tributaries by herbicides. Environmental science & technology, 27, (8), 1542-1552.

Petelet E. (1998) Application de la géochimie à l'étude des mouvements d'eaux à moyenne et petite échelle: les bassins versants de l'Hérault et de la Peyne (France), Thèse, Université de Montpellier II. 512 p.

Petelet-Giraud E., Brenot A., Arnaud L. et al. (2007a) - Etude des relations nappe-rivière en Haute-Normandie, bassin de l'Austreberthe. Approche couplée par modélisation hydrologique et géochimie isotopique, BRGM/RP-55983-FR.

Petelet-Giraud E., Desprats J.F., Izac J.L. et al. (2006a) - Caractérisation géochimique du bassin versant du Gardon d'Anduze. Approche par les isotopes du strontium du phénomène de "crue éclair". Rapport final. Rapport BRGM/RP-54662-FR, 50 p.

Petelet-Giraud, E. and Negrel, P., 2007. Geochemical flood deconvolution in a Mediterranean catchment (Herault, France) by Sr isotopes, major and trace elements. J. Hydrol., 337(1-2): 224-241.

Petelet-Giraud, E., Negrel, P., and Widory, D., (2006b). Strontium isotopic characterisation of water circulation in an alluvial plain: the Ile du Chambon case (Allier, France). Houille Blanche-Revue Internationale de l'Eau, (1): 82-90.

Petelet-Giraud, E., Negrel, P., Gourcy, L., Schmidt, C., and Schirmer, M., (2007b). Geochemical and isotopic constraints on groundwater-surface water interactions in a highly anthropized site. The Wolfen/Bitterfeld megasite (Mulde subcatchment, Germany). Environmental Pollution, 148(3): 707-717.

- Peterson E.W., Sickbert T.B. (2006) - Stream water bypass through a meander neck, laterally extending the hyporheic zone - *Hydrogeology Journal*, 14, pp.1443–1451.
- Pinay G., Black V.J., Planty-Tabacchi A.M. et al. (2000) - Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils, *BIOGEOCHEMISTRY*, 50(2), pp. 163-182.
- Pinder, G. , Abriola L. (1986) - On the simulation of non aqueous phase organic compounds in the subsurface - *Water Resources Research*, Vol. 23 n° 12.
- Piper A. (1944) - A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, pp. 25:914-23
- Plagnes,V., Ben Othman,D., Joseph,C., and Luck,J.-M., (1997). Caractérisation des apports karstiques par les isotopes du Sr. Application au champ captant de Comps (Gard). *C. R. Acad. Sci. Paris*, 324(série II a): 229-235.
- Praamsma,T., Novakowski,K., Kyser,K., and Hall,K., (2009). Using stable isotopes and hydraulic head data to investigate groundwater recharge and discharge in a fractured rock aquifer. *J. Hydrol.*, 366(1-4): 35-45.
- Quevauvillier (2008) - From the 1996 groundwater action programme to the 2006 groundwater directive—what have we done, what have we learnt, what is the way ahead? *J. Environ. Monit.*, 2008, 10, 408–421
- Rebillard (2006) – Détermination et mise en place des régimes réservés pour les cours d'eau, synthèse technique, document ENGREF / CEMAGREF, 26 p.
- Rice, P. J.; Anderson, T. A.; Coats, J. R., (2004) Effect of sediment on the fate of metolachlor and atrazine in surface water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, (5), 1145-1155.
- Riess N.P., Muia W., Smith J. et al. (2007) Assessing the nitrogen attenuation capacity of a hyporheic zone in a lowland river catchment. *AIH*, Lisbonne.
- RNDE (2000) – La qualité biologique des cours d'eau en France, édition 2000.
- Rock,L. and Mayer,B., (2007). Isotope hydrology of the Oldman River basin, southern Alberta, Canada. *Hydrol. Process.*, 21(24): 3301-3315
- Rodhe,A., (1981). Spring flood melt water or groundwater? *Nordic Hydrology*, 12(1): 21-30.
- Ross D., Watson S., Duggleby J., Gasca-Tucker D., Minchin W., Soley R., Packman M. (2007) - Quantifying impacts of a well field on an SPA/Ramsar wetland – Hardham Basin, UK, 35th IAH congress, *Groundwater and Ecosystems*, Lisbon 2007
- Rozemeijer J.C., Broers H.P. (2007) - The groundwater contribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, the Netherlands). *Environmental pollution*, 148(3), pp. 695-706.
- Saada A., Nowak C. et Coquereau N. (2004) – Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures – Rapport intermédiaire : résultat de la phase 1. Rapport BRGM/RP-53739-FR, 107 pages, 13 fig., 2 ann.
- Sanjuan.B., Chery.L., Landreau.A. (1996) – Etude sur la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de surface, rapport BRGM/RR-38793-FR
- Schlosser, P., Stute, M., Dorr, C., Sonntag, C., Munnich, K.O., (1988). Tritium/³He-dating of shallow groundwater. *Earth Planet. Sci. Lett.* 89, 353–362.
- Schoen R., Petelet E., David A. et al. (2001) - Echanges nappe-rivière et transport de pesticides : cas des alluvions de l'Hérault, en présence et en absence de pompages - Sites de Pézenas et Florensac, BRGM/RP-50471-FR.

- Schubert J. (2002) - Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies, *Journal of Hydrology*, 266, pp.145-161.
- Sebilo M., Billen G., Grably. Et al. (2002) - Caractérisation et quantification du processus de dénitrification riparienne à l'échelle d'un bassin versant : Cas du Grand Morin, UMR 7619 Sisyphe et UMR 7618, CNRS, Université Pierre et Marie Curie, Paris.
- Sebilo,M., Billen,G., Grably,M., and Mariotti,A., (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry*, 63(1): 35-51.
- Sena C., Teresa M. (2007) – Groundwater-surface water interactions in the Pateira de Fermentelos region (Portugal) – implication on water quality. AIH, Lisbonne.
- Shepherd K.A., Ellis P.A., Rivett M.O. (2006) – Integrated understanding of urban land , groundwater, baseflow and surface quality water – the city of Birmingham, UK. *Science of the Total Environment*, 360, pp.180-195.
- Sigg, L., Stumm, W. et Behra, P. (2000) - Chimie des milieux aquatiques. Dunod, 567p.
- Simcic T., Mori N. (2007) - Intensity of mineralization in the hyporheic zone of the prealpine river Baca (West Slovenia), *Hydrobiologia* 586(1), pp. 221-234
- Smith J.W.M. (2005) - Groundwater - surface water interactions in the hyporheic zone, U.K. environment agency, Science Report SC030155/SR1. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO0605BJCQ-e-e.pdf>
- Smith J.W.N., B.W.J. Surridge, T.H. Haxton, D.N. Lerner (2009) - Pollutant attenuation at the groundwater–surface water interface: A classification scheme and statistical analysis using national-scale nitrate data, *J. of Hydrology*, Pages 392-402 .
- Smith, J. W. N, Bonell, M. Gibert J., McDowell W. H., et al. (2007) - Groundwater–surface water interactions, nutrient fluxes and ecological response in river corridors: Translating science into effective environmental management. *Hydrol. Process*, 7 p.
- Sniffer (2006) Project WFD62: wetland and groundwater interactions. Phase 1 Report: knowledge base and outline framework for risk assessment of groundwater dependent terrestrial ecosystems [05/2006], p 95, <http://www.fwr.org/envirnw/wfd62.htm>
- Solomon, D.K., Poreda, R.J., Schiff, S.L., Cherry, J.A., (1992). Tritium and helium-3 as groundwater age tracers in the Borden aquifer. *Water Resour. Res.* 28 (3), 741–755.
- Souchon Y., Philippe M., Maridet L., Cohen P., Wasson J.G., (1996). Les sécheresses menacent-elles les communautés végétales et animales des cours d'eau ? rapport Cemagref, juillet 1996, 83 p.
- Souchon Y., Valentin S., Capra H. (1998) - Peut-on rendre plus objective la détermination des débits réservés par une approche scientifique. *La Houille Blanche*, n°8, 41-45.
- Space,M.L., Ingraham,N.L., and Hess,J.W., (1991). The use of stable isotopes in quantifying groundwater discharge to a partially diverted creek. *J. Hydrol.*, 129(1-4): 175-193.
- Spence M.J., Bottrell S.H., Thornton S.F. et al. (2001) - Isotopic modelling of the significance of sulphate for phenol attenuation in a contaminated aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 53, pp. 285–304.
- Squillace, P. J., (1996). Observed and simulated movement of bank-storage water. *Ground Water*, 34, (1), 121-134.

- Squillace, P. J.; Thurman, E. M.; Furlong, E. T., (1993). Groundwater as a nonpoint source of atrazine and deethylatrazine in a river during base-flow conditions. *Water Resources Research*, 29, (6), 1719-1729.
- Stellato L, Petrella E, Terrasi F, Belloni, P., Belli, M., Sansone, U. and Celico, F., (2008). Some limitations in using Rn-222 to assess river-groundwater interactions: the case of Castel di Sangro alluvial plain (central Italy) *Hydrogeology Journal*, 16(4), 701-712.
- Tesoriero A.J., Saad D.A., Burow K.R. et al. (2007) - Linking ground-water age and chemistry data along flow paths: Implications for trends and transformations of nitrate and pesticides, *Journal of Contaminant Hydrology* 94(1-2), pp. 139-155.
- Thomas C. Winter T.C., Harvey J.W., Franke O.L., Alley W.M. (1998) - Ground Water and Surface Water - A Single Resource, U.S. Geological Survey Circular 1139, 79 p.
- Thurman, E. M.; Goolsby, D. A.; Meyer, M. T.; Mills, M. S.; Pomes, M. L.; Kolpin, D. W., (1992) A reconnaissance study of herbicides and their metabolites in surface-water of the midwestern USA using immunoassay and gas chromatography mass-spectrometry. *Environmental science & technology*, 26, (12), 2440-2447.
- Trevor, J. T. (1985). The influence of oxygen concentrations on denitrification in soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 23: 152-155.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., et al. (1989). Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. *Ecology*, 70(6), 1893-1905.
- Tuttle, M.L.W., Breit, G.N., and Cozzarelli, I.M., (2009). Processes affecting delta S-34 and delta O-18 values of dissolved sulfate in alluvium along the Canadian River, central Oklahoma, USA. *Chem. Geol.*, 265(3-4): 455-467.
- UKTAG (2005) Draft protocol for determining 'Significant Damage' to a 'Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystem'. UKTAG guidance paper 5c, version 9.6.
http://www.wfduk.org/tag_guidance/GuidancePapers
- Van den Berg G.A., Loch J.P.G., Zwolsman J.J.G. et al. (1998) - Non steady state behaviour of heavy metals in contaminated freshwater sediments, *Water Science and Technology*, 37, pp. 870-875.
- Van den Berg, GA; Loch, JPG; Winkels, HJ (1998b) - Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water air and soil pollution*, 102(3-4), pp. 377-388.
- Vergnaud-Ayraud, V., Aquilina, L., Pauwels, H., Labasque, T., (2008). La datation des eaux souterraines par les analyses de CFC : un outil de gestion durable de la ressource en eau. *TSM*, N°1, 37-44.
- Vernoux J.F., Le Nindre Y.M., Martin J.C. (2001) - Relations nappe-rivière et impact des prélèvements d'eau souterraine sur le débit des cours d'eau dans le bassin de la Juine et de l'Essonne. Rapport BRGM/RP-50637-FR).
- Walling D.E., Owens P.N., Carter J., et al. (2003) – Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry*, 18(2), pp.195-220.
- Wang F., Chen J., Forsling F. (1997) Surface properties of natural aquatic sediments. *Water Research*, 31(7), pp.1796-1800.

Wang, W. C.; Squillace, P., (1994). Herbicide interchange between a stream and the adjacent alluvial aquifer. *Environmental science & technology* 1994, 28, (13), 2336-2344.

Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H., Blanc, L., Villeneuve, B. and Mengin, N. (2005). Détermination des valeurs de référence de l'IBGN et propositions de valeurs limites du "Bon Etat". Rapport, Cemagref Lyon BEA/LHQ

Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H., Villeneuve, B., Mengin, N., (2004). Typologie des cours d'eau en France – Valeurs de référence de l'IBGN et Valeurs limites de « Bon Etat ». Document de travail 14/10/2004, Cemagref Lyon BEA/LHQ

Widory D., Petelet-Giraud E., Négrel Ph. (2003) - Étude isotopique de la nappe alluviale du champ captant de l'île de Chambon (Allier), Rapport final, BRGM/RP-52536-FR

Winter T.C., Harvey J.W., Franke O.L. (1998) - Ground Water and Surface Water A Single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139, Denver, Colorado.

Young C.P., Blackmore K., Turrell J. et al. (2002) - Understanding Geochemical Fluxes between Groundwater and Surface Water: Scoping Report. Environment Agency. R&D Technical Report P2-26.

DOCUMENTATION COMPLEMENTAIRE RELATIVE AUX MODELES (references non citées dans le rapport)

1. Modèles spatialisés

BRGM

a) Modèle Nord-Aquitain (15 couches aquifères et 14 épontes dans la version à venir, 2009)

Amraoui N., Bichot F., Seguin JJ., Sourisseau B. (1999) - Restructuration du Modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes. Réalisation de 6 simulations pour le schéma de Gestion des Eaux du département de la Gironde. Rapport BRGM R 40224 (4 vol.)

Bichot F., Seguin JJ. (2000) - Gestion des eaux souterraines en Aquitaine – Année 4 – Évaluation des ressources. Modélisation des aquifères du Miocène. Recueil et synthèse des données. Rapport BRGM/RP 50466

Pédron N., Seguin JJ., Bichot F. (2001) - Gestion des eaux souterraines en Aquitaine – Année 5 – Évaluation des ressources. Modélisation des aquifères du Miocène. Calage du modèle et simulations. Rapport BRGM/RP 51176

Pédron N., Seguin JJ., Capdeville JP. (2003) - Gestion des eaux souterraines en Région Aquitaine – Développements et maintenance du Modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes - Module 4 – Année 1. Rapport BRGM/RP-52602-FR

Pédron N., Platel JP., Lopez B. (2005) - Gestion des eaux souterraines en Région Aquitaine – Développements et maintenance du Modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes - Module 4 – Année 2. Rapport BRGM/RP-53659-FR

Pédron N., Mauroux B. (2006) - Actualisation du modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes – Période 2001-2003. Rapport BRGM/RP-54220-FR

N. Pédron, JP. Platel, B. Bourguine (2006) - Gestion des eaux souterraines en Région Aquitaine - Développements et maintenance du Modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes – Module 4 – Année 3. Rapport BRGM/RP-55242-FR

Seguin JJ. (1999) - Contrôle qualité et gestion des nappes d'eau souterraine en Gironde - Actualisation du Modèle Nord-Aquitain de gestion des nappes - Période 1997-1998. Rapport BRGM R 40760

Seguin JJ. (2002) - Gestion des eaux souterraines en Aquitaine - Actualisation du Modèle Nord-Aquitain. Période 1999-2000. Rapport BRGM/RP-51758-FR

Seguin JJ. (2002) - Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux "Nappes profondes de Gironde". Orientations de gestion et propositions d'indicateurs piézométriques pour le tableau de bord du SAGE. Contribution du BRGM. Rapport BRGM/RP-51777-FR

b) Modèle Nord-Pyrénéen (6 couches aquifères et 5 épontes)

Bourguine B., Capdeville J.P., Razin P., Sourisseau B., Vairon J. (1997) - Outil de gestion des systèmes aquifères du Sud du bassin Adour-Garonne. Concept géologique et hydrogéologique.

Rapport BRGM R39538.

Bourgine B., Capdeville J.P., Schoen R., Seguin J.J., Sourisseau B. (1999) - Outil de gestion des systèmes aquifères du Sud du bassin Adour-Garonne. Base de données géoréférencées et modèle conceptuel. Rapport BRGM R40633.

Schoen R., Seguin J.J., Sourisseau B. (2000) - Outil de gestion des systèmes aquifères du Sud du bassin Adour-Garonne. Modèle hydrodynamique – Etape de calage en régime permanent. Rapport BRGM RP-50241-FR.

Seguin J.J. (2003) - Outil de gestion des systèmes aquifères du Sud du bassin Adour-Garonne - Année 4 – Calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire Rapport BRGM RP/52041-FR

c) Modèle du Dogger Infra-Toarcien en Poitou-Charentes

Touchard F., Bichot F., Karnay G. (2002) – CPER 2000-2006 – Phase 1 – Outils pour la gestion de l'aquifère de l'Infra-Toarcien – Synthèse hydrogéologique de l'aquifère Infra-Toarcien en Poitou-Charentes. Rapport BRGM/RP-51881-FR

Touchard F., Bichot F., Karnay G. (2004) – CPER 2000-2006 – Phase 2 – Outils pour la gestion de l'aquifère de l'Infra-Toarcien – Réalisation de deux forages et modélisation géologique de l'aquifère. Rapport BRGM RP-52713-FR.

Touchard F. (2005) - CPER 2000-2006 - phase 3. Outils pour la gestion de l'aquifère de l'Infra-Toarcien. Modélisation des aquifères de l'Infra-Toarcien et du Dogger. Rapport BRGM/RP-54294-FR,

Putot E., Bichot F. (2007) - CPER 2000-2006 - Phase 4 - Modèle Infra-Toarcien Dogger : calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire. Rapport BRGM/RP- 55742-FR

d) Modèle du Turonien-Coniacien en Poitou-Charentes

Baudry D., Cornet J., Poitrinal D., Lavie J., Bichot F. (2002) - CPER 2000-2006 - Phase 1 – Gestion des eaux souterraines en Poitou-Charentes – Outils d'aide à la décision pour la gestion de l'aquifère du Turonien-Coniacien – Volets n° 2 et 3 : Synthèse et recueil d'informations. Rapport BRGM/RP-51591-FR

Marchais E. (2002) Contrat de Plan Etat Région 2000/2006 – Gestion des eaux souterraines en Poitou-Charentes, Piézométries de l'aquifère du Turonien-Coniacien en Charente et Charente-Maritime. Réalisation de cartes piézométriques – Phase 1. Rapport BRGM/ RP-51510-FR

Thinon-Larminach M. (2004) – CPER 2000-2006 Phase 2 – Construction d'outils d'aide à la décision pour la gestion de l'aquifère du Turonien-Coniacien. Rapport BRGM/RP-52861-FR

Putot E., Thinon-Larminach M. (2007) - CPER 2000-2006- Phase 3 - Modèle du Turonien - Coniacien : calage du modèle hydrodynamique en régime permanent et transitoire. Rapport BRGM/RP- 55973-FR

e) Logiciel MARTHE

Thiéry D. (1990) - Logiciel MARTHE. Modélisation d'Aquifère par un maillage rectangulaire en régime transitoire pour un calcul hydrodynamique des écoulements - version 4.3. Rapport BRGM R 32210 EAU 4S 90

Thiéry D. (1993) - Modélisation des aquifères complexes - Prise en compte de la zone non saturée et de la salinité. Calcul des intervalles de confiance. Revue Hydrogéologie, 1993, n° 4, p. 325-336.

Thiéry D. (2006) - Didacticiel du pré-processeur WinMarthe v4.0. Rapport BRGM/RP-54652-FR

ENSMF

Gomez E., 2002. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique ; Application au bassin de la seine. Thèse, Ecole des Mines de Paris

Guigon-Moreau E. 2006. Transferts des pesticides vers les eaux superficielles et l'atmosphère : Caractérisation et modélisation sur le bassin versant de la Vesle –Thèse : Université Paris VI - Pierre et Marie Curie, 251 p.

Habets F., A. Boone, J.L Champeaux, P. Etchevers, L. Franchistéguy, E. Leblois, E. Ledoux, P. Le Moigne, E. Martin, S. Morel, J. Noilhan, P. Quintana Seguí F. Rousset-Regimbeau, P. Viennot, 2008, The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France, Journal of Geophysical Research, sous presse

Ledoux, E. Gomez, J.M. Monget, C. Viavattene, P. Viennot, A. Ducharne, M. Benoit, C. Mignolet, C. Schott and B. Mary, 2007, Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICSMODCOU modelling chain, Science of The Total Environment Volume 375, Issues 1-3, Pages 33-47.

Moreau Guigon E., Bacchi A., Botta F., Viennot P., Habets F. et Blanchoud H. 2008. Description du concept de fusion entre Phytodel et STICS-Phyto-MODCOU-NEWSAM pour la modélisation du transfert des pesticides vers l'atmosphère et les eaux de surface et souterraines. Rapport d'activité 2007 du PIREN-Seine

Philippe E., Habets F., Ledoux E., Goblet P. et Viennot P. 2008 Transfert d'eau et de nitrate dans la zone non saturée : comparaison d'une modélisation simplifiée et d'une modélisation à base physique pour améliorer la simulation sur le bassin de la Seine. Rapport d'activité 2007 du PIREN Seine

Rat, A., E. Ledoux et P. Viennot. 2006. Transferts de pesticides vers les eaux souterraines, modélisation à l'échelle d'un bassin versant: cas d'étude du bassin amont de la Vesle. Rapport d'activité 2005 du programme PIREN-Seine, 116 p

2. Modèles globaux de type boîte noire

BRGM

Allier D., Asfirane F., Wuilleumier A. (2008) - Bassin Seine Normandie : estimation des volumes disponibles pour les prélèvements. Compléments sur 38 bassins versants. Rapport BRGM/RP-56690-FR

Allier D, Putot E., Petit V. (2008) - Bassin Artois-Picardie. Mise en œuvre d'un outil de prévision des volumes disponibles pour les prélèvements sur 13 bassins versants. Rapport BRGM/RP-56212-FR

Bichot F., Lavie J., Pinault J.L., Thinon-Larminach M. (2007) – Recherche d'indicateur piézométriques pour la gestion des prélèvements en nappe. Phase 1 : bassins de la Dive du Nord, du Clain de la Sèvre Niortaise, de la Boutonne et de la Seudre. Rapport BRGM/RP-54569-FR.

Normand M., Pinault J.L., Seguin J.J., Vernoux J.F. (2005) – Assistance au plan sécheresse en Ile de France. Analyse critique des données piézométriques et prévision de niveaux non influencés. Rapport BRGM/RP-54221-FR

Pinault J.L., Allier D., Chabart M., Pannet P., Perceval W. (2006) - Prévision des volumes d'eau exploitables de 10 bassins versants en champagne crayeuse. Rapport BRGM/RP-55087-FR

Pinault J.L., ARNAUD L. (2006) - Analyse critique des données piézométriques et prévision de niveaux non influencés en Haute-Normandie. Rapport BRGM/RP-54628-FR

Pinault J.L., Allier D., Verjus P. (2006) - Bassin Seine-Normandie. Estimation du volume disponible aux prélèvements de 45 petits bassins versants. Rapport BRGM/RP-55232-FR

Rouxel E., Bichot F., Pinault J.L., Lereculey A. (2007) - Recherche d'indicateurs de gestion pour les eaux souterraines - Bassins vendéens au Nord du Marais-Poitevin – Rapport BRGM/RP-55505-FR

3. Modèles globaux de type conceptuel

a) Exemples d' études BRGM

Equilbey, E., Normand, M., Schomburgk, S. (2006) - Atlas hydrogéologique numérique de l'Eure - Volet bilan quantitatif. Rapport BRGM/RP-52988-FR

Martin J.C., Rouxel-David E., Batkowski D., Normand M., Chabart M. (2004) Élaboration d'une règle de gestion volumique de la ressource en eau du bassin de la Barbuise (Aube). Rapport BRGM/RP-53922-FR

Mougin B., Thomas E. (2006) – SILURES - Bassin versant-Ille-et-Vilaine-Bassin du Nançon. Rapport BRGM/RP-55113-FR

Mougin B., Allier D., Blanchin R., Carn A., Courtois N., Gateau C., Putot E. (2008) SILURES Bretagne - Rapport final - Année 5 Rapport BRGM/RP-56457-FR

Schmidt C., Chabart M., Normand M. (2006) - Élaboration de règles de gestion volumique de la ressource en eau pour les bassins versants de la Somme-Soude et de la Coole (51). Rapport BRGM RP/54178-FR.

Mougin B., Allier D., Blanchin R., Carn A., Courtois N., Gateau C., Putot E. (2008) SILURES Bretagne - Rapport final - Année 5 Rapport BRGM/RP-56457-FR

b) Logiciel Gardénia (BRGM)

Roche P.A., Thiéry D. (1984) – Simulation globale de bassins hydrologiques. Introduction à la modélisation et description du modèle GARDÉNIA. Rapport BRGM 84 SGN 337 EAU.

Thiéry D. (2003) – Logiciel GARDÉNIA version 6.0. Guide d'utilisation. Rapport BRGM/RP-52832-FR

Thiéry D. (2004) - Le modèle GARDÉNIA avec procédures adaptatives. Note technique BRGM NT EAU 2004/01

Thiéry D. (2004) – Prévision de débits ou de niveaux avec le modèle hydrologique global GARDÉNIA 6.5. Note technique BRGM NT EAU 2004/02

c) Logiciel GR4 (CEMAGREF)

Makhlouf, Z. (1994). Compléments sur le modèle pluie-débit GR4J et essai d'estimation de ses paramètres. Thèse de Doctorat. Université de Paris XI Orsay / Cemagref (Antony), 228 pp.

Perrin, C. (2000). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. INPG (Grenoble) / Cemagref (Antony), 530 p.

Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279(1-4), 275-289.

Perrin C., Michel C., Andréassian V. (2007) - Modèles hydrologiques du Génie Rural (GR). Document du CEMAGREF

4. Modèles semi-globaux

Normand M., Thiéry D. (2005) – Élaboration d'outils d'aide à la gestion en étiage du lac-réservoir Marne prenant en compte les eaux souterraines. Préviation des débits. Rapport BRGM/RP-53922-FR,

Thiéry D. (2004) - Simulation d'une grappe de bassins versants du Doubs et de la Loue avec le modèle EROS. Prise en compte d'exportations et d'importations. Note technique BRGM NT EAU 2004/23

Thiéry D. (2004) - Simulation des débits d'une grappe de bassins versants de la Saône avec le modèle EROS. Application aux bassins de Neublans, Le Châtelet et Mâcon. Note technique BRGM NT EAU 2004/24

Thiéry D. (2005) - Code ÉROS v.4.0 - Description succincte du fonctionnement et des paramètres. Note technique BRGM NT EAU 2005/04

5. Solutions analytiques

Barlow, P.M., 2000, Documentation of computer program STRMDEPL—A program to calculate streamflow depletion by wells using analytical solutions, *in* Zarriello, P.J., and Ries, K.G., III, A precipitation-runoff model for analysis of the effects of water withdrawals on streamflow, Ipswich River Basin, Massachusetts: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4029, p. 77-89.

Glover, R.E., and Balmer, G.G., 1954, River depletion resulting from pumping a well near a river: *Transactions, American Geophysical Union*, v. 35, no. 3, p. 468-470.

Hantush, M.S., 1965, Wells near streams with semipervious beds: *Journal of Geophysical Research*, v. 70, no. 12, p. 2829-2838.

Hunt, Bruce, 1999, Unsteady stream depletion from ground water pumping: *Ground Water*, v. 37, no. 1, p. 98-102.

Hunt, Bruce, 2003, Unsteady stream depletion when pumping from semiconfined aquifer: *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 8, no. 1, p. 12-19.

ANNEXE

Exemples d'utilisation d'outils de modélisation pour calculer le contribution des eaux souterraines aux eaux de surface

Cas 1 : Solutions analytiques

Cas 2 : Modélisation numérique spatialisée

Cas 3 : Modélisation globale (type boîte noire)

Cas 1 : solutions analytiques

a) Configurations pouvant être traitées

Depuis longtemps, de nombreuses solutions analytiques sont disponibles pour étudier l'influence de pompages en nappes alluviales sur les cours d'eau qui les drainent ou les alimentent.

On en trouvera quelques unes, avec une application à des contextes alluviaux, dans le rapport suivant du BRGM datant de 1969 et rendant compte d'une étude effectuée par la Société Géohydraulique :

"Etude de l'influence de pompages en nappes alluviales sur le régime d'étiage du réseau superficiel" R. F. Lelievre (Géohydraulique). Rapport BRGM 69 SGL073 HYD.

Les solutions ont été établies dans le cas d'un seul pompage fonctionnant à débit constant. L'application du principe de superposition permet de les étendre aux cas de plusieurs pompages (convolution spatiale) avec des débits variables dans le temps (convolution temporelle).

Ces solutions sont établies à partir de la solution élémentaire de Theis en appliquant la méthode des "images" (pour tenir compte des limites, rivière, coteau,...). Elles permettent de calculer le débit soustrait au cours d'eau à un instant t après le début du pompage (Illustration 74), débit considéré comme le "préjudice instantané" causé à la rivière.

Leur utilisation nécessite la connaissance des paramètres hydrodynamiques: transmissivité et coefficient d'emménagement.

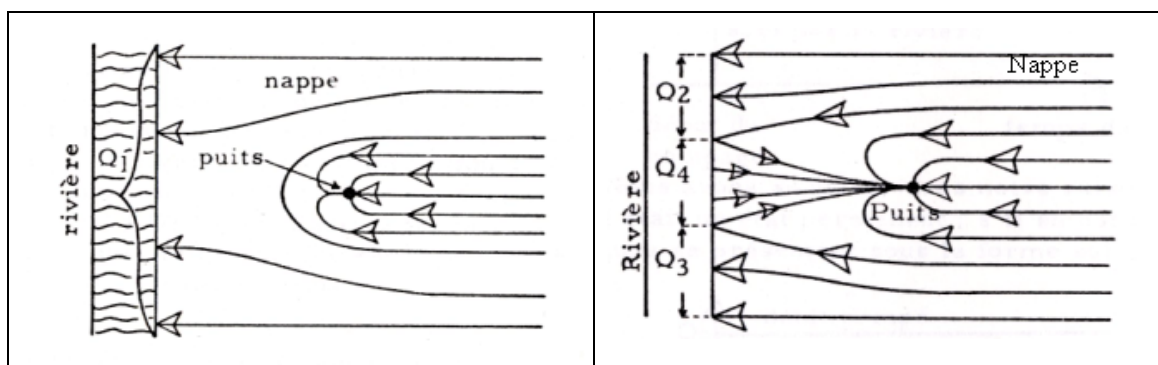


Illustration 74 – Schématisation de l'impact d'un pompage en nappe sur un cours d'eau

(Rapport BRGM 69 SGL073 HYD)

Configuration 1

Le cas le plus simple correspond à la configuration suivante:

- nappe captive (ou libre, en supposant la linéarisation applicable), bornée par un cours d'eau rectiligne de grande longueur et non limitée par ailleurs (milieu semi-infini);
- nappe supposée d'épaisseur à peu près constante et milieu homogène (transmissivité T constante ainsi que le coefficient d'emménagement S);
- la liaison nappe cours d'eau est totale (pas de colmatage des berges).
- pompage au débit constant

Notations:

- $D = T/S$ est la diffusivité de l'aquifère
- d est la distance du puits à la berge
- Q_p est le débit de pompage
- $Q_{riv}(t)$ est le débit soustrait à la rivière à la date t
- $\beta = \frac{d}{2\sqrt{Dt}}$
- $erfc$ est la "fonction erreur complémentaire"
- i^2erfc est l'intégrale répétée 2 fois de la fonction $erfc$

La solution est, dans ce cas très simple, est donnée par :

$$\frac{Q_{riv}(t)}{Q_p} = erfc\left(\frac{d}{2\sqrt{Dt}}\right)$$

Et la fraction du volume soustrait sur l'intervalle $[0, t]$ est donné par:

$$\boxed{\frac{V_{riv}(t)}{V_p} = 4i^2erfc\left(\frac{d}{2\sqrt{Dt}}\right)} \quad [C1]$$

Configuration 2

Même configuration que celle de l'exemple 1 avec en plus l'existence d'un colmatage des berges du cours d'eau.

Notations: les mêmes que celle de l'exemple 1 plus :

- K_b : perméabilité de la couche colmatée
- e : largeur de la couche colmatée

Solution :

$$\frac{Q_{riv}(t)}{Q_p} = erfc(\beta) - \exp\left[\left(\beta + \frac{1}{2\alpha\beta}\right)^2 - \beta^2\right] erfc\left(\beta + \frac{1}{2\alpha\beta}\right)$$

$$\boxed{\frac{V_{riv}(t)}{V_p} = 4i^2erfc(\beta) - \frac{4}{\sqrt{\pi}}\alpha\beta e^{-\beta^2} + 4\alpha^2\beta^2\left[\left(1 + \frac{1}{\alpha}\right)erfc\beta - \exp\left(\beta + \frac{1}{2\alpha\beta}\right)^2 - \beta^2erfc\left(\beta + \frac{1}{2\alpha\beta}\right)\right]} \quad [C2]$$

Configuration 3

Même configuration que celle de l'exemple 1 avec en plus l'existence d'un coteau imperméable parallèle au cours d'eau et situé à une distance l de celui-ci.

Notations: les mêmes que celle de l'exemple 1 plus: $\lambda = \frac{l}{d}$

Solution :

$$\frac{Q_{riv}(t)}{Q_p} = \operatorname{erfc}(\beta) + \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^n [\operatorname{erfc}(2n\lambda + 1)\beta - \operatorname{erfc}(2n\lambda - 1)\beta]$$

$$\boxed{\frac{V_{riv}(t)}{V_p} = 4i^2 \operatorname{erfc}(\beta) + \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^n [4i^2 \operatorname{erfc}(2n\lambda + 1)\beta - 4i^2 \operatorname{erfc}(2n\lambda - 1)\beta]} \quad [C2]$$

Autres configurations

D'autres configurations sont traitées dans le rapport mentionné ci-dessus. Des solutions plus complexes ont été ultérieurement développées (cf. références bibliographiques, en particulier B. Hunt).

Le logiciel STRMDEPL08 de l'USGS (cf. bibliographie) permet d'effectuer des calculs à partir de quelques solutions. Il est téléchargeable à l'adresse suivante:

<http://mi.water.usgs.gov/software/groundwater/strmdepl08/index.html>

b) Exemple d'application

Les solutions ci-dessus ont parfois été utilisées pour délimiter des nappes d'accompagnement. Pour cela, on se fixe, pour un débit de pompage donné:

- une durée de pompage, par exemple 90 jours (3 mois de période estivale),
- un certain pourcentage $x\%$ volume soustrait/volume pompé (seuil d'impact),

et l'on recherche la distance l correspondante (du pompage au cours d'eau).

La méthode a été appliquée dans le bassin de la Juine et de l'Essonne (Vernoux et al., 2001)

La zone d'étude et les secteurs traités sont au nombre de 17 (Illustration 75).

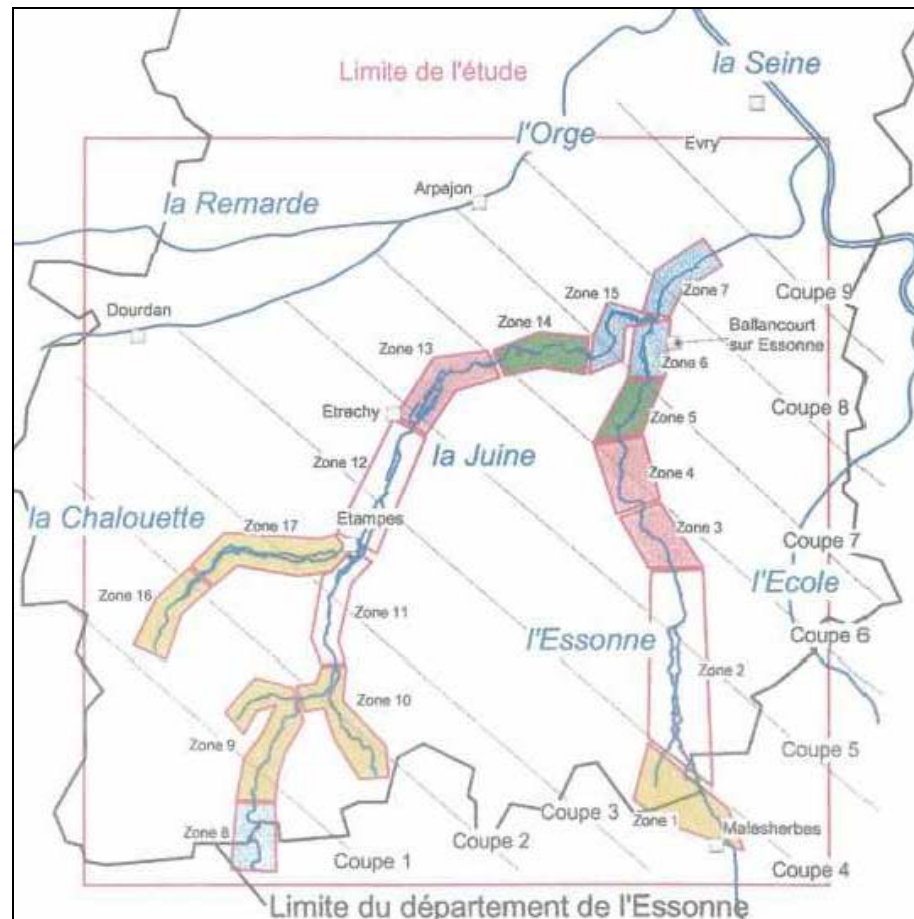


Illustration 75 - Délimitation de nappes d'accompagnement dans le bassin de la Juine et de l'Essonne

Le calcul des volumes d'eau soutirés à la rivière a été fait à partir de l'application de la formule [C1] de la configuration 1 décrite ci-dessus, tous les cas étudiés ayant été assimilés à cette configuration (nappe semi-infinie).

On présente ci-dessous quelques extraits du chapitre consacré à la délimitation des nappes d'accompagnement dans ces bassins.

L'analyse des chroniques des débits de la Juine et de l'Essonne, des précipitations efficaces et des niveaux piézométriques de la nappe a montré que les réservoirs aquifères participent pour l'essentiel à l'alimentation de ces cours d'eau, et jouent un rôle régulateur important sur leurs débits. Tout prélèvement d'eau dans les réservoirs souterrains a par conséquent une influence sur le débit de ces rivières.

Les calculs sont effectués en prenant en compte les éléments suivants:

- seuil d'impact de 10, 25 et 50 % (volume soutiré à la rivière exprimé en pourcentage du volume pompé) ; ces seuils, dans la mesure où la réglementation n'en définissait, ont été choisis en concertation avec la DIREN IDF;
- durée de pompage de 90 jours, suffisante pour atteindre un régime hydraulique stationnaire;
- paramètres hydrodynamiques: la transmissivité T et le coefficient d'emménagement S dépendent de la localisation de la zone d'étude dans le bassin de la Juine et de l'Essonne.

Le graphique de l'illustration 76 synthétise les calculs réalisés. La diffusivité T/S des différents secteurs varie entre 0.01 et 2.5 m²/s.

Pour une même valeur du seuil d'impact, la distance à la rivière diminue avec la diffusivité. Pour une distance fixée, l'impact d'un prélèvement sur la rivière sera d'autant plus important que la diffusivité sera grande.

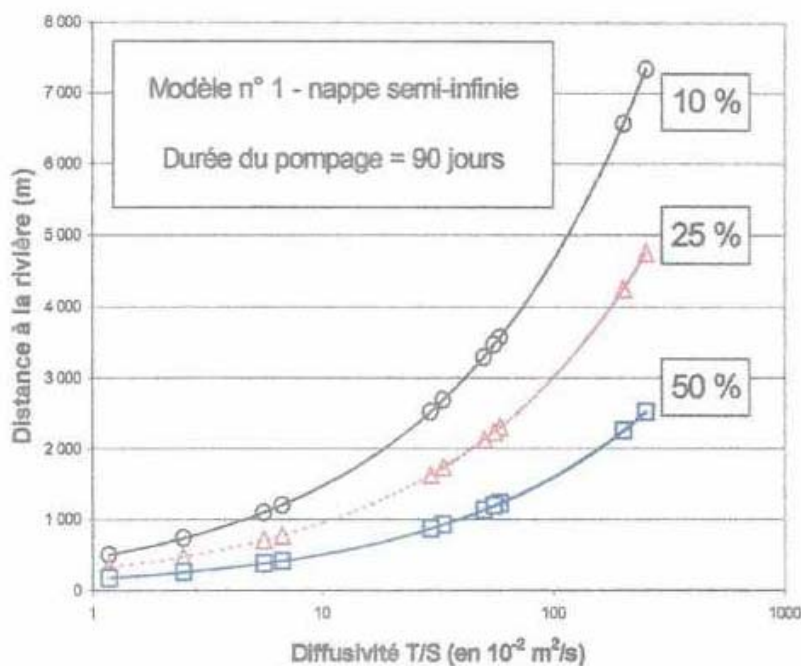


Illustration 76 – Résultats des calculs dans le bassin de la Juine et de l'Essone

Cas 2 : Modélisation numérique spatialisée

L'exemple détaillé ici est extrait d'une étude réalisée en Poitou-Charentes (Putot E., Bichot F. - 2007- CPER 2000-2006 - Phase 4 - Modèle Infra-Toarcien Dogger : calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire. Rapport BRGM/RP- 55742-FR).

L'objectif de l'étude était la modélisation des aquifères de l'Infra-Toarcien et du Dogger (sur un domaine correspondant approximativement à l'ensemble de la région Poitou-Charentes) pour disposer d'un outil de gestion de la ressource en eau souterraine au niveau régional.

Le travail a été réalisé dans le cadre du CPER 2000-2006, sous maîtrise d'ouvrage du Conseil Régional, avec une participation financière de celui-ci et des agences de l'Eau Adour Garonne et Loire Bretagne.

Le modèle hydrodynamique, de type multicouche (5 couches, avec un pas d'espace de 1 km) a été couplé avec le réseau hydrographique afin de prendre en compte les échanges nappes-rivières. Un réseau de drains a été intégré au niveau du karst de la Rochefoucauld pour simuler les conduits karstiques.

Le logiciel MARTHE du BRGM a été utilisé.

La cohérence de la répartition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement, primordiale pour une bonne prise en compte de la recharge des différentes nappes par infiltration, a été vérifiée par l'analyse des débits modélisés dans les cours d'eau.

Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique pris en compte comporte les principaux cours d'eau de la région et leurs affluents (Illustration 77).

Outre l'introduction dans le modèle de la structure du réseau (arbre des affluents et sens d'écoulement), il faut attribuer à chaque maille traversée par un cours d'eau une valeur pour les paramètres suivants :

- La longueur de la rivière au droit de la maille
- La largeur de la rivière : la difficulté d'évaluation de ce paramètre sur l'ensemble des rivières du domaine a conduit à l'utilisation des données de la BD-Carthage :

Champ LARGEUR de la BD-Carthage :	Commentaire associé	Largeur prise en compte dans le modèle
1	De 0 à 15 mètres	10 mètres
2	Entre 15 et 50 mètres	25 mètres

3	Plus de 50 mètres	50 mètres
---	-------------------	-----------

- L'altitude moyenne de la rivière sur cette maille : calculée en considérant le minimum du MNT au pas de 50 m sur le tronçon de rivière correspondant à la maille.
- La pente et le coefficient de Manning : considérés comme paramètres de calage, ils ont été finalement évalués respectivement à 0.005 (5 mètres de dénivelé pour une distance horizontale de 1000 mètres) et 0.02.
- L'épaisseur (évaluée à 0.2 mètres) et la perméabilité de colmatage du lit de la rivière dont les valeurs fluctuent entre 10^{-5} et 1 m/s.



Illustration 77 - Réseau hydrographique pris en compte dans la modélisation

Nom de la rivière	Station hydrométrique utilisée	Remarque
La Gartempe	Station de Montmorillon	Légère surévaluation des débits à la limite du modèle ; (La station de Lathus St Rémy ne dispose pas de données de débits sur la période d'intérêt).
La Vienne	Station de Lussac les Châteaux	Légère surévaluation des débits à la limite du modèle ; (La station de Lupsault ne dispose pas de données de débits sur la période d'intérêt).
La Charente	Stations de Suris et de Charroux	Estimation du débit entrant à la limite du modèle $Q = \text{Moy}(Q[\text{Suris}] \times 2, Q[\text{Charroux}] \times 0.5)$

La Tardoire	Station de Montbron	Station placée juste en bordure du modèle.
Le Bandiat	Stations de Feuillade 2 et de Montbron	Estimation approximative des débits entrant pour les années 2000 et 2001
La Nizonne	Pas de station	Non pris en compte
L'Autise	Station de Saint Hilaire des Loges	Estimation du débit entrant à la limite du modèle $Q=Q[\text{Saint Hilaire des Loges}] \times 0.5$
Le Chambon	Station de Saivre	Station placée en bordure du modèle.
La Vonne	Station de Cloué	Estimation du débit entrant à la limite du modèle $Q=Q[\text{Cloué}] \times 0.5$
Le Thouet	Stations de St Loup Lemaire et de Misse	<u>2005</u> : Station à St Loup Lemaire en bordure du modèle (en 2005) 2000 et 2004 : Estimation du débit entrant à la limite du modèle $Q=Q[\text{Misse}] \times 0.77$

Illustration 78 - Prise en compte des débits des rivières à l'entrée du domaine d'étude à partir des stations hydrométriques.

- Les débits amont des rivières du domaine dont la source est en dehors des limites du modèle. Ces débits ont été calculés à chaque pas de temps à partir de la station hydrométrique la plus proche de la limite du modèle (Illustration 78). Lorsque la station considérée est trop éloignée pour refléter les débits réels à l'entrée du modèle on multiplie ces débits par un coefficient correctif évalué à partir des surfaces des bassins versants.

Principe du calcul de la recharge

1) Découpage spatial retenu pour la pluie efficace

Un découpage spatial du modèle est entrepris pour avoir en chaque maille la meilleure approximation possible de la pluie efficace locale compte tenu des données existantes (Illustration 79).

Il repose sur :

- un zonage correspondant aux 8 stations météorologiques retenues où les précipitations et l'évapotranspiration potentielle ont été collectées au pas décadaire. Les zones d'influence des stations météorologiques ont été définies à l'aide de la méthode de polygonalement de Thiessen.
- la carte régionale de la Réserve Utile des sols réalisée par la Chambre d'Agriculture. Elle donne une répartition simplifiée de la capacité maximale en eau du sol par zone.

L'intersection de ces deux découpages conduit à 27 zones possédant chacune une valeur de RU, de Pluie et d'ETP. L'estimation de la pluie efficace est calculée sur chacune de ces zones (cf. Illustration 7) et à chaque pas de temps

2) Partition de la pluie efficace en ruissellement et infiltration

Cette partition a été faite en utilisant un indice appelé "Indice de Développement et de Persistance des Réseaux" (IDPR)

L'IDPR a été mis au point par le BRGM, à l'origine pour la réalisation de cartes de vulnérabilité simplifiées des eaux souterraines à l'échelle régionale.

Cet indice permet de rendre compte indirectement de la capacité intrinsèque du sol à laisser infiltrer ou ruisseler les eaux de surface. Cette capacité d'infiltration dépend en particulier de la perméabilité de la zone non saturée mais aussi d'autres paramètres comme la végétation ou la déclivité.

Le calcul de l'IDPR est basé sur la comparaison entre le réseau hydrographique existant et un réseau hydrographique fictif qui considère la présence d'une rivière dans chaque fond de vallée (réseau de talwegs). Cela permet de faire ressortir les zones à faible réseau hydrographique (zones d'infiltration forte) et celles où le ruissellement est important (réseau hydrographique dense).

Dans le cadre de cette étude, la carte de l'IDPR de la région Poitou-Charentes a été utilisée. Il s'agit d'une grille de données brutes du calcul de l'indice IDPR constituée d'un maillage de cellules de 100 m de côté pour chacune desquelles est attribuée une "note" allant de 0 à 2000 (0 correspondant aux zones d'infiltration majoritaire ; 2000 aux zones de ruissellement majoritaire).

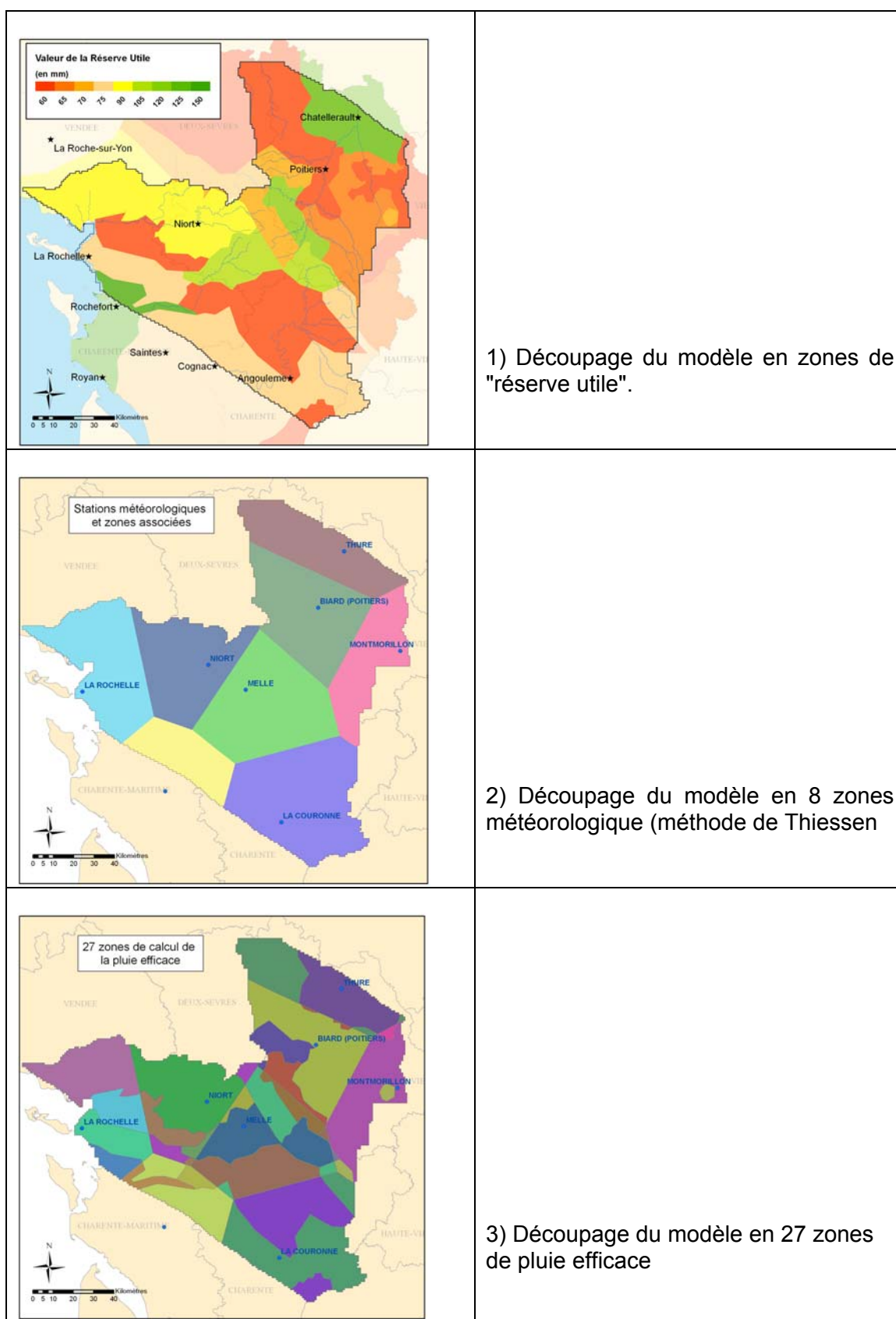


Illustration 79 – Démarche suivie pour la spatialisation de la pluie efficace

L'indice IDPR, initialement calculé au pas de 100 m est moyenné sur chaque maille affleurante du modèle. En fonction de la valeur obtenue, la maille est rangée dans l'une des 4 classes de répartition de la pluie efficace qui ont été définies (Illustration 80).

N° de Classe	Valeur de l'IDPR	Signification	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation de la recharge	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation du ruissellement
1	0 – 500	Infiltration très majoritaire	80%	20%
2	500 – 1000	Infiltration majoritaire	65%	35%
3	1000 – 1500	Ruissellement important	50%	50%
4	1500 – 2000	Ruissellement majoritaire	35%	65%

Illustration 80- Classes d'IDPR retenues en fonction de la valeur de l'IDPR et répartition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement.

Les valeurs retenues pour cette répartition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement ne sont pas figées et peuvent être prises comme paramètre de calage. Néanmoins les simulations des débits dans les cours d'eau intégrés dans le modèle ont montré que cette partition initiale a donné d'emblée de bons résultats: en particulier les débits de crue, générés en grande partie par le ruissellement, ont été bien reconstitués sur la plupart des stations de jaugeage.

Remarque : le calage du modèle a été réalisé uniquement à l'aide des chroniques piézométriques. La comparaison entre débits de cours d'eau observés et modélisés ne s'est faite que dans un second temps, à titre de validation des flux d'eau alimentant les cours d'eau (ruissellement issu de l'analyse IDPR, débordement et drainage des nappes).

3) Découpage retenu pour la recharge

La pluie efficace est calculée sur les 27 zones précédemment définies. Le croisement de ces zones avec les 4 classes d'IDPR définies ci-dessus conduit en définitive à 99 zones de calcul de recharge/ruissellement (Illustration 81).

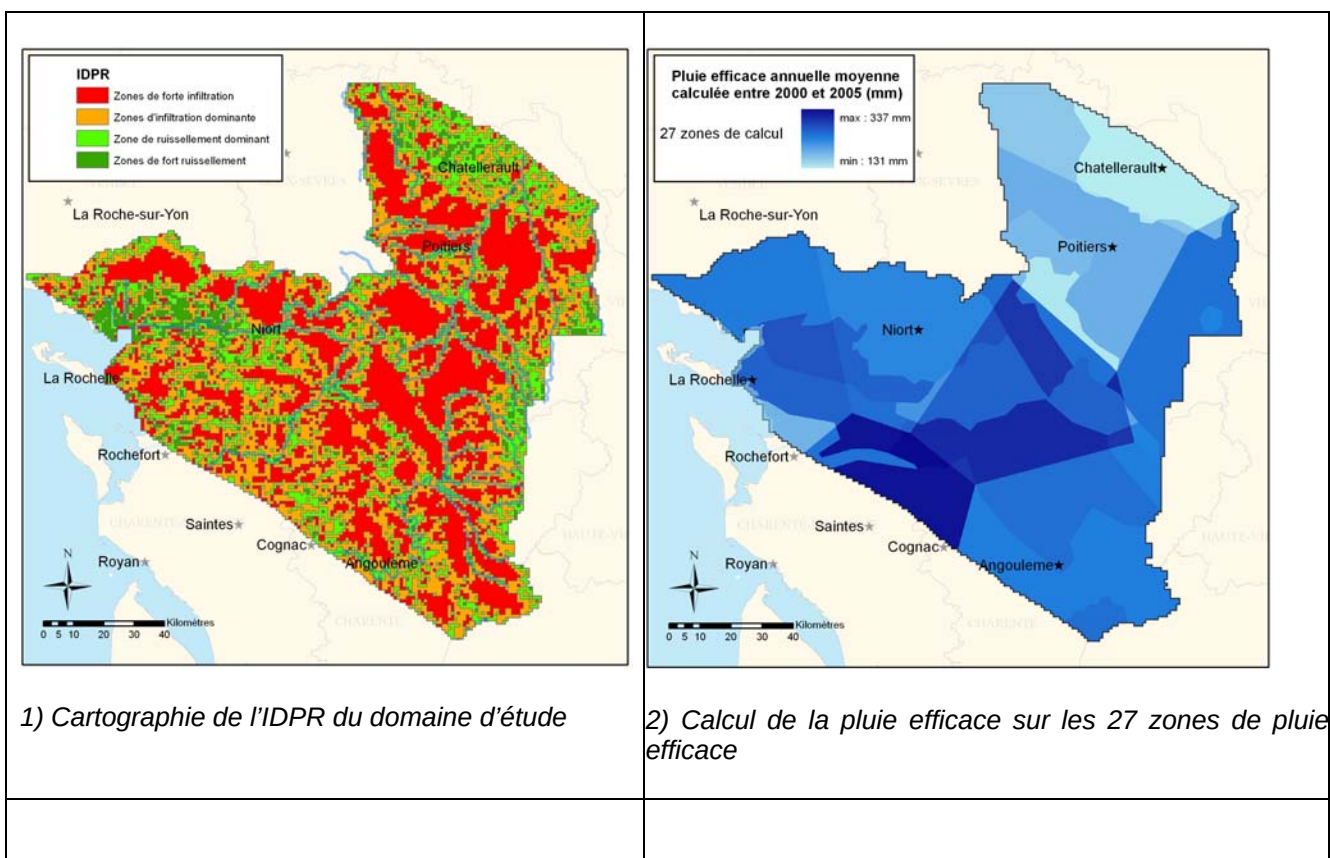
Ce découpage en 99 zones de recharge est introduit dans le modèle hydrodynamique. Chaque maille affleurante possède un numéro de zone de recharge. A chaque pas de temps, une valeur de recharge et une valeur de ruissellement sont affectées à chaque numéro de zone et donc à l'ensemble des mailles affleurantes qui correspondent à cette zone.

Remarque :

- *Au niveau des affleurements du Dogger ou de l'Infra-Toarcien de faible superficie, une surévaluation de la recharge peut se produire. En effet, la surface affleurante réelle de la formation aquifère peut être inférieure à celle d'une maille alors que la*

recharge par infiltration, mesurée en hauteur d'eau par pas de temps, est affectée à l'ensemble de la maille. Le flux d'eau entrant dans l'aquifère au niveau de cette maille est de ce fait surévalué.

- L'intérêt du calcul du ruissellement à chaque pas de temps et sur chacune des mailles du modèle réside dans le fait que le logiciel MARTHE prend en compte le ruissellement dans le calcul des débits des rivières. Les directions d'écoulement étant prises en compte, les ruissellements renseignés sur chacune des mailles et les éventuels débordements sont réaffectés à chaque pas de temps aux volumes de la rivière dans laquelle ils s'écoulent et sont donc pris en compte dans le calcul des débits.



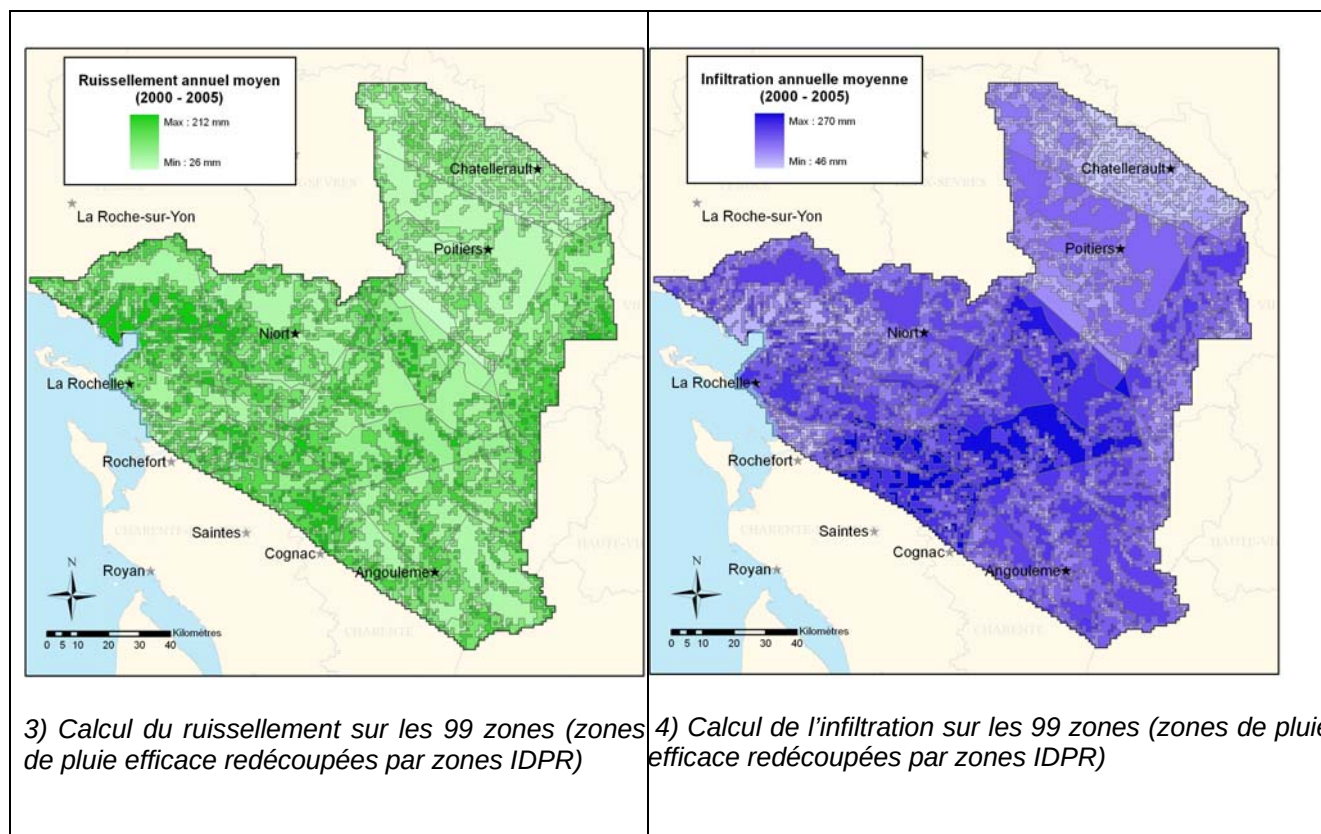
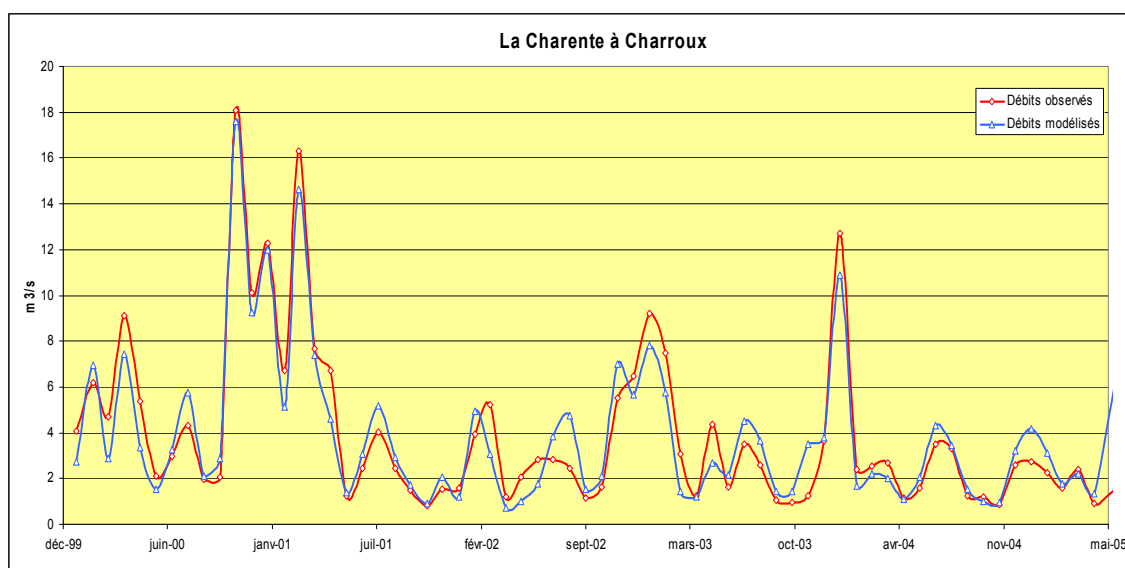


Illustration 81 – Démarche suivie pour la spatialisation de la recharge des nappes

Exemple de restitution du modèle

La comparaison entre débits observés et débits modélisés (Illustration 82) dans les principales rivières du domaine permet de vérifier la cohérence de la répartition de la pluie efficace entre ruissellement et recharge et la bonne prise en compte des échanges nappes rivières. (Les chroniques de mesures ont été moyennées pour être comparées aux restitutions du modèle).



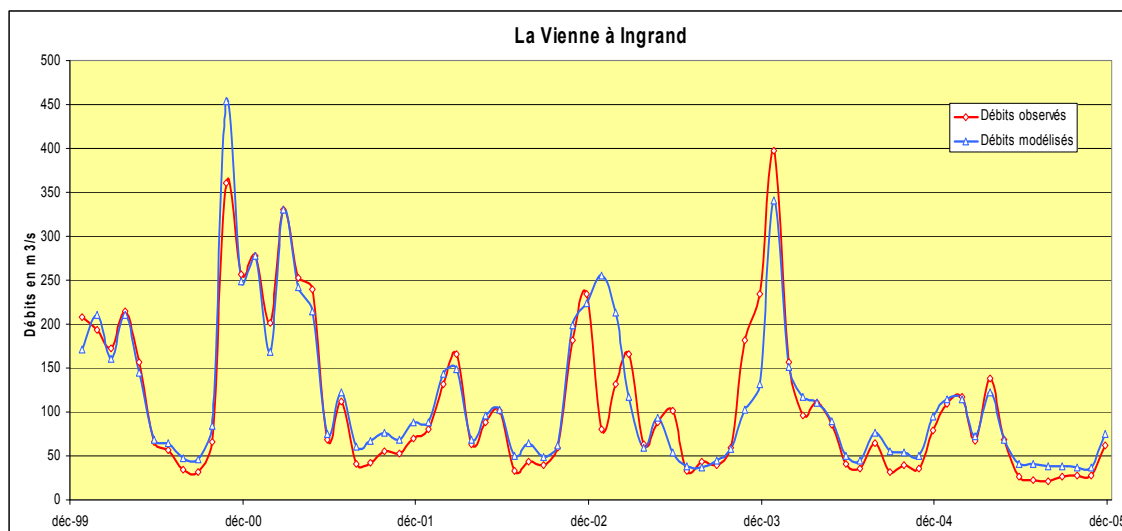


Illustration 82 – Deux exemples de comparaison débits simulés – débits observés en région Poitou-Charentes

CAS 3 Modélisation globale (type boîte noire)

On prend ici l'exemple du logiciel TEMPO du BRGM (cf. références bibliographiques).

Une fois le modèle calé et donc la (ou les) fonction(s) de transfert calculées la phase de prévision (débits, niveaux, volumes exploitables) peut être mise en œuvre.

On ignore bien sûr le temps qu'il fera sur la période de prévision. L'idée est alors de raisonner de façon probabiliste.

TEMPO peut produire un grand nombre de scénarios climatiques suivant un processus aléatoire mais reproduisant néanmoins les caractéristiques des séquences climatiques passées (moyenne, saisonnalité, ...).

Pour que les fréquences calculées soient significatives, plusieurs centaines de scénarios sont nécessaires.

Le modèle ayant été calé et la (ou les) fonction(s) de transfert identifiée(s), on peut donc pour chacun des n scénarios climatiques faire le calcul de la variable de sortie (débit ou niveau) sur la période de prévision choisie et à un pas de temps défini (par exemple décennie par décennie sur 5 ans).

On obtient alors n scénarios pour les niveaux ou les débits. Ceci est illustré par le graphique de l'illustration 83 (avec $n=5$).

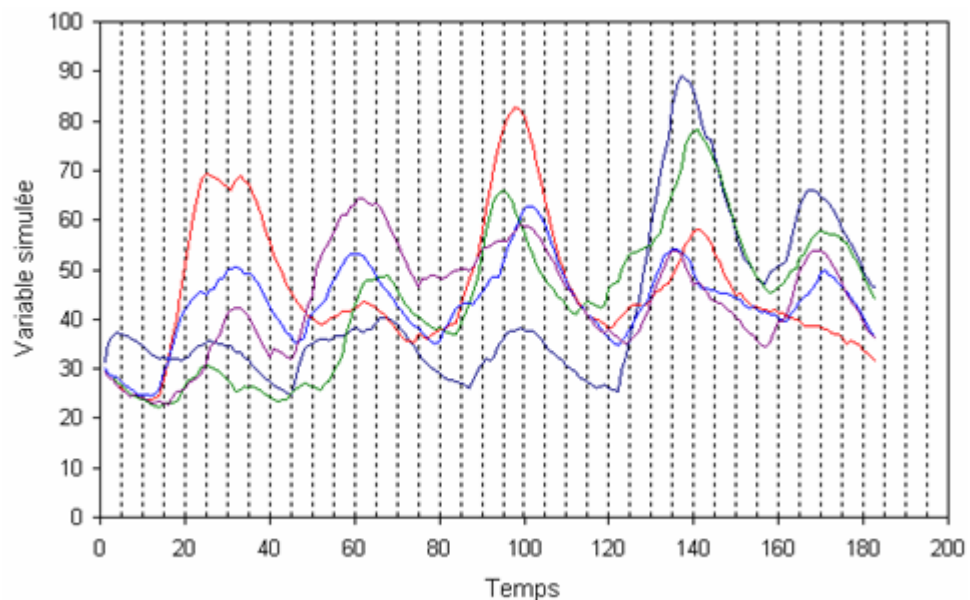


Illustration 83 – Calculs de débits ou de niveaux à partir de scénarios climatiques

Les résultats de toutes les simulations sont ensuite regroupés par intervalle de temps par intervalle de temps (par exemple par décade).

Sur chacun de ces intervalles de temps les niveaux sont classés par ordre croissant, ce qui revient à construire une distribution cumulée des fréquences (Illustration 84) et permet de calculer une fréquence d'occurrence de telle ou telle valeur **dans chaque intervalle de temps** (une fréquence de dépassement ou de non dépassement).

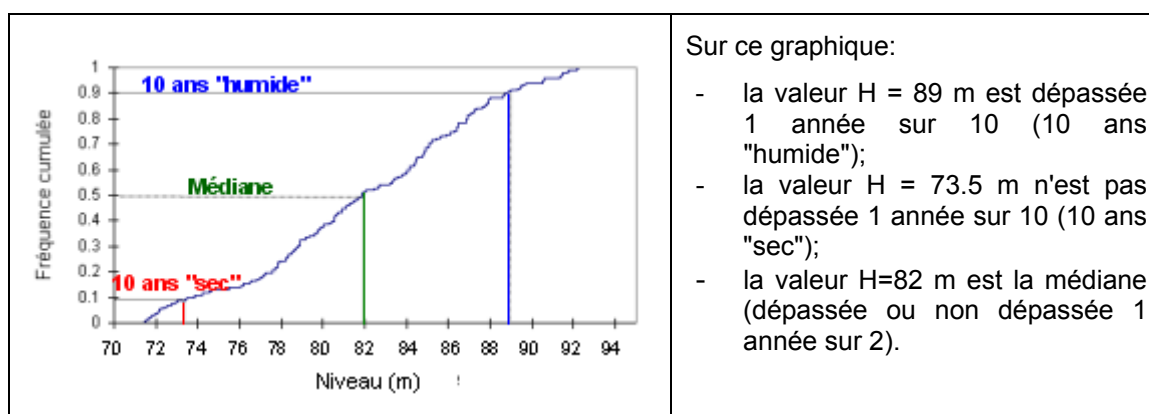
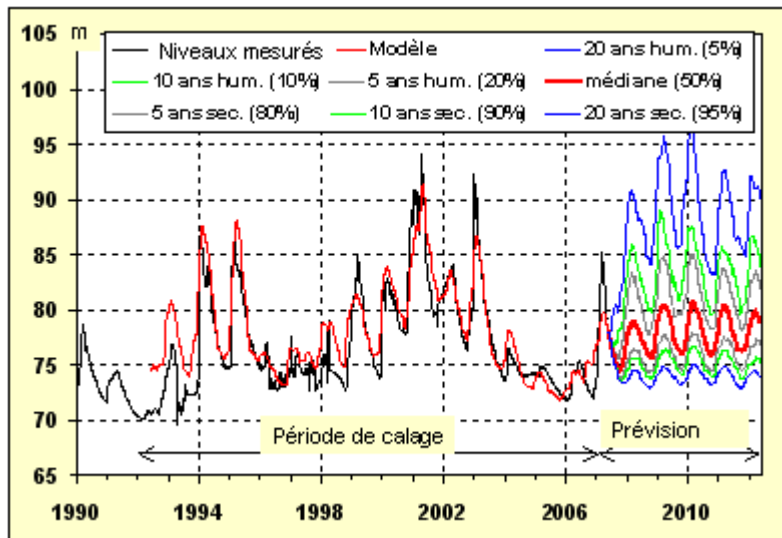


Illustration 84 – Courbe de fréquence cumulée

Les valeurs correspondant à ces différentes fréquences sont calculées à chaque pas de temps et reportées ensuite sur un graphique où les courbes tracées doivent s'interpréter non pas comme représentant des chroniques continues (c'est-à-dire des courbes d'évolution possibles avec une certaine fréquence d'apparition) mais comme des suites de valeurs correspondant chacune à une certaine fréquence d'apparition sur l'intervalle de temps considéré (Illustration 85).

Tempo propose par défaut 7 fréquences particulières réparties en deux groupes correspondant aux années dites "humides" et aux années dites "sèches" de part et d'autre d'une valeur "médiane" correspondant à la valeur qui divise la "population" statistique sur l'intervalle de temps considéré en deux parties d'effectifs égaux; la valeur médiane est dépassée (ou non dépassée) une année sur 2.



Les "20 ans humides" s'interprètent comme la valeur de niveau ou de débit **dépassée** 1 année sur 20.

Les "20 ans secs" s'interprètent comme la valeur de niveau ou de débit qui n'est **pas dépassée** 1 année sur 20.

De même pour les autres fréquences.

Illustration 85 - Exemple de prévision fournie par TEMPO dans un environnement Excel

b) Détermination de volumes exploitables

Que peut-on prélever dans la nappe compte tenu de contraintes à respecter, par exemple un débit objectif d'étiage (DOE) ? La méthode mise en oeuvre est la suivante.

1) La prévision des débits à l'exutoire du bassin est faite en introduisant comme entrée supplémentaire (outre la pluie et l'ETP) les niveaux mesurés sur un piézomètre représentatif de la nappe, ceci pour obtenir la fonction de transfert permettant de passer du niveau de la nappe au débit à l'exutoire.

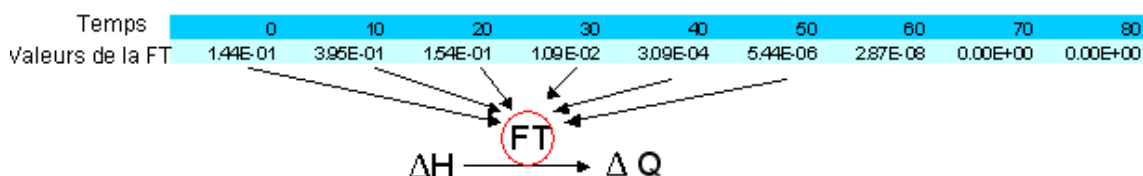
2) A la phase de calage succède la phase de prévision des débits du cours d'eau. Ces prévisions sont faites aux fréquences caractéristiques mentionnées ci-dessus et les résultats sont transférés dans un environnement Excel.

3) On se fixe un "débit objectif" à respecter: Débit Objectif d'étiage (DOE) ou Débit de Crise (DCR).

On se donne un plan de répartition des prélèvements en nappe sur la saison d'irrigation, divisée en période (mois, décade, ...), par exemple:

Période 1	Période 2	Période 3	Période 4	Période 5
10 %	20%	20%	25%	25%

4) La fonction de transfert "Niveau de nappe-Débit", issue de la phase de calage, permet de calculer l'impact sur les débits du cours d'eau des rabattements dus aux pompages:



Un rabattement ΔH sur une période de temps Δt induira une diminution ΔQ du débit à l'exutoire (figure). Cette diminution du débit se fera avec un temps retard plus ou moins important suivant la "réactivité" de la nappe.

5) Connaissant les débits non "influencés" du cours d'eau (ceux issus de la prévision, pour différentes fréquences), il est alors possible d'en soustraire à chaque période p_i (et pour chaque fréquence) les baisses ΔQ_i calculées et donc de vérifier si les objectifs de débits (DOE ou DCR) sont respectés ou non.

Si $Q_i - \Delta Q_i < Q_{\text{obj}}$, alors le plan de gestion des prélèvements est à revoir à la baisse.

Le logiciel part du débit objectif, fixé comme contrainte sur toutes les périodes, et recherche, suivant un processus itératif automatique (procédure d'optimisation sous contrainte), les rabattements ΔH_i admissibles sur chaque période.

La suite des rabattements doit aussi être conforme, en %, au plan de répartition des prélèvements (par exemple, 10 % en période 1, 20 % en période 2, ...)

Chaque rabattement, considéré isolément, provoque une baisse de débit à l'exutoire, décalée et étalée dans le temps. Si le débit objectif est respecté, ces baisses correspondent au volume prélevable sur chaque période.

Exemple

En Poitou-Charentes un important travail portant sur la détermination d'indicateurs piézométriques et l'évaluation de volumes exploitables a été réalisé par le BRGM sur une période de 3 ans (2006-2008, cf références bibliographiques) à la demande de la DIREN.

Les bassins versants de la Dive du Nord, du Clain, de la Sèvre Niortaise, de la Boutonne, de la Seudre et de la Charente ont été traités.

L'exemple présenté ici est relatif à la modélisation du sous-bassin de l'Auxance dans le bassin du Clain. Pour cette modélisation, la station de Quinçay a été utilisée. Le cours d'eau reçoit les apports des nappes du Dogger et de l'Infra-Toarcien.

Plusieurs modélisations de la chronique de débits ont été réalisées avec en entrées (outre la pluie et l'ETP) des piézomètres ou des combinaisons de piézomètres

différents, afin de rechercher ceux qui sont les plus représentatifs de la contribution des écoulements souterrains aux débits du cours d'eau.

Deux piézomètres ont été retenus dans le modèle du bassin de l'Auxance: le piézomètre de Villiers (nappe du Dogger) et le piézomètre de La Raudière (nappe de l'Infra-Toarcien).

Après modélisation des écoulements souterrains avec le piézomètre de Villiers d'une part (Illustration 86 et Illustration 87) puis avec le piézomètre de la Raudière, la modélisation des débits de l'Auxance a été réalisée en introduisant ces deux piézomètres, représentatifs des contributions souterraines à ces débits (Illustration 88 et Illustration 89).

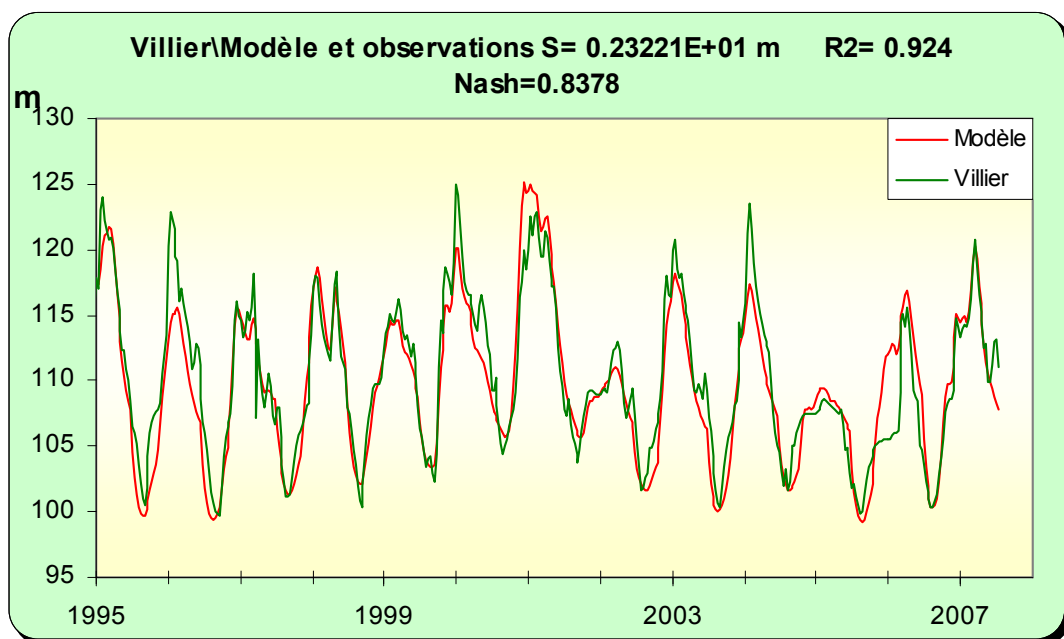


Illustration 86 - Modélisation du piézomètre de Villiers,

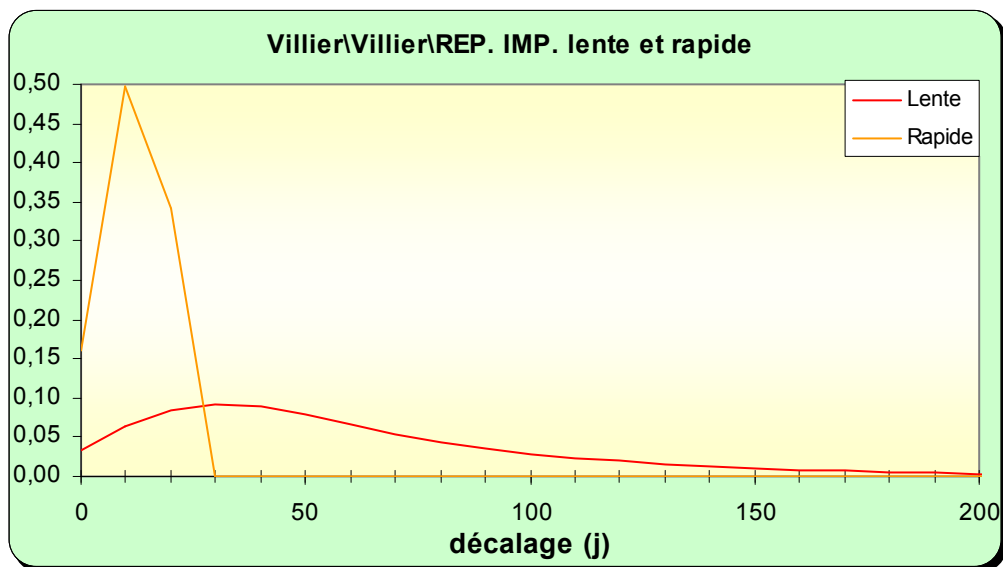


Illustration 87 - Fonctions de transfert "lente " et "rapide" (réponses impulsionnelles) calculées dans la modélisation du piézomètre de Villiers.

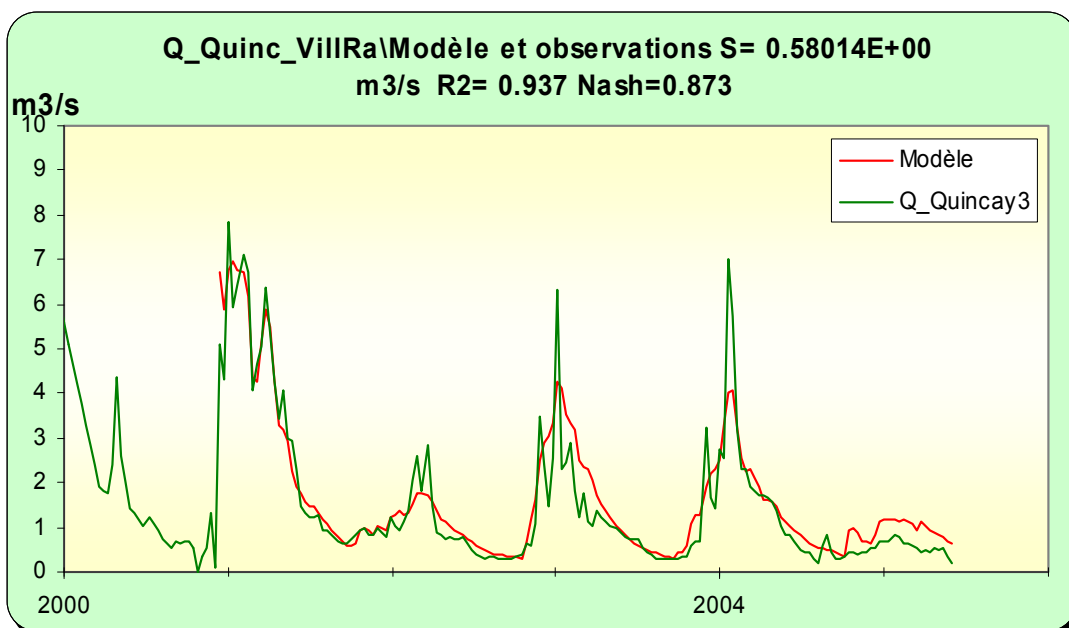


Illustration 88 - Modélisation des débits la station de Quinçay

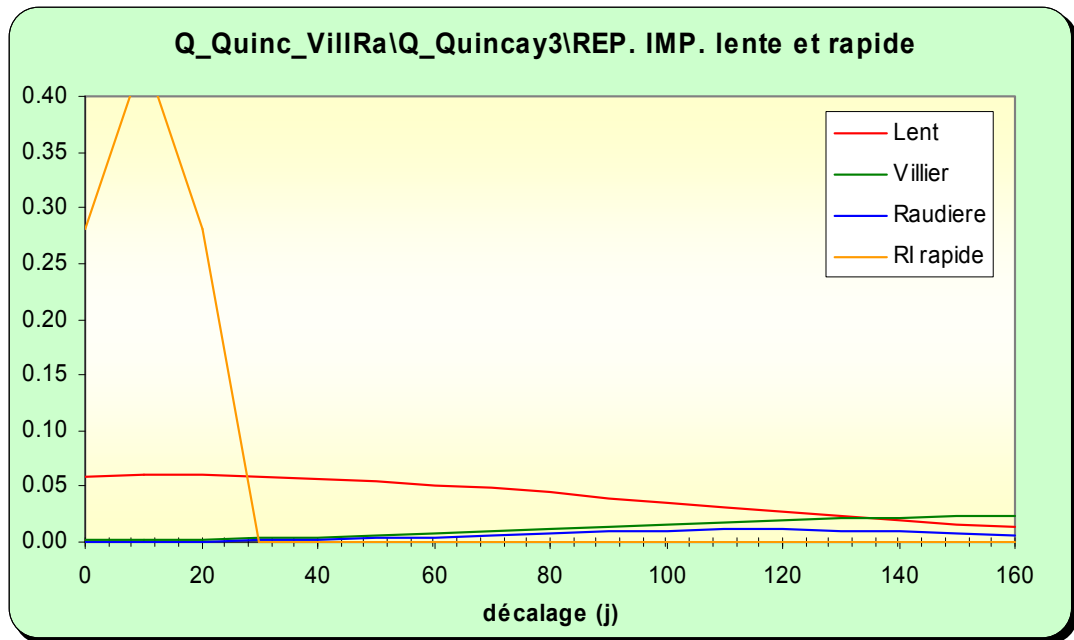
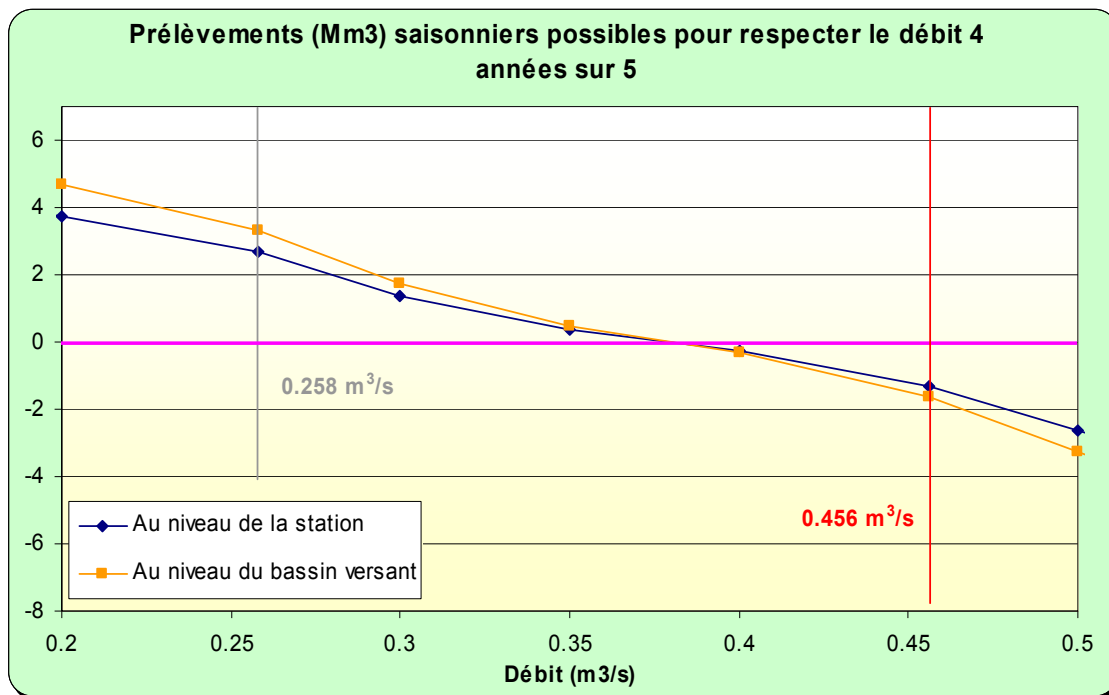


Illustration 89 – Réponses impulsionnelles calculées dans la modélisation des débits (dont les 2 réponses aux piézomètres introduits)

Approche des volumes disponibles par rapport aux objectifs

A la station de Quincey, un débit d'alerte a été fixé à $0.456 \text{ m}^3/\text{s}$ et un débit de crise à $0.258 \text{ m}^3/\text{s}$. Le calcul des volumes disponibles pour plusieurs débits d'objectif et en fonction d'un scénario de prélèvements conduit au graphe de l'illustration 90. En abscisse, différentes valeurs de débits d'objectif (= les contraintes à respecter). En ordonnée, les volumes (millions de m^3) calculés par le logiciel pour chaque contrainte de débit. Les valeurs négatives correspondent aux économies à réaliser pour respecter les contraintes.

En année quinquennale sèche le débit d'alerte ne peut être respecté.



Hypothèses						
Scénario de prélèvements :	5 % avril	5 % mai	15 % juin	40 % juil.	30 % août	5 % sept.
Piezomètres en entrée :	Villiers	Raudière				

Illustration 90 - Zone de gestion de l'Auxance : disponibilité de la ressource pour des prélèvements saisonniers en fonction des débits objectifs



**Centre scientifique et technique
Service EAU**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34