

Gestion des eaux souterraines : prendre en compte les temps de transfert des solutés et les tendances d'évolution. Exemple des nitrates dans le bassin Loire-Bretagne

Nicole Baran¹, Laurence Gourcy, Bernard Bourguin, Alexis Gutierrez, Benjamin Lopez, Vincent Mardhel, David Ratheau².

Problématique et état de l'art

La surveillance accrue de la qualité des eaux souterraines depuis plusieurs années a mis en évidence une contamination plus ou moins importante des aquifères par les nitrates et/ou les produits phytosanitaires en Europe et notamment en France mais aussi dans d'autres pays (Barbash *et al.*, 2001 ; EEA, 1999 ; Ifen, 2004). Le principal objectif fixé par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux États Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les États Membres doivent également mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. En cas de non atteinte du bon état, ils devront être en mesure d'expliquer les raisons de ce constat et des demandes de dérogation de délai étayées devront être réalisées. À l'issue de la caractérisation des masses d'eau souterraine en France, il apparaît que pour 99 % des masses d'eau présentant un risque de non atteinte du bon état, les paramètres nitrate et phytosanitaires sont en cause (Normand et Gravier, 2005). L'état des lieux, réalisé en 2004 sur le bassin Loire-Bretagne a montré que 53% des masses d'eau sont en risque de non atteinte des objectifs pour le paramètre nitrates et 36% pour les pesticides. Au total, près de la moitié des masses d'eau souterraines sont en risque de non respect des objectifs en 2015.

L'existence d'un stock de nitrate dans le sol et dans la zone non saturée consécutif à la fertilisation pendant plusieurs années a été démontré à plusieurs reprises dans des matériaux géologiques de natures variées (Baran *et al.*, 2005 ; 2006). Dans certains cas, une estimation de la vitesse de transfert de l'eau a été réalisée en parallèle à la caractérisation du stock et l'hypothèse d'un transfert des nitrates à la même vitesse que l'eau a été émise. Ces exemples illustrent donc clairement que dans les cas où la zone non saturée a une épaisseur importante et/ou une vitesse d'infiltration conduisant à un transfert long, l'impact de la mise en œuvre de bonnes pratiques pourrait ne pas être immédiat mais nécessiter plusieurs années voire plus d'une décennie.

L'état de l'art montre que différents traceurs hydrologiques (Tritium, CFC) peuvent être mis en œuvre avec succès pour estimer la vitesse de transfert de l'eau et son temps de résidence (Gourcy *et al.*, 2008 ; Vergnaud-Ayraud *et al.*, 2008). Toutefois les applications sont relativement ponctuelles et concernent généralement des bassins de petite taille (quelques km²) voire uniquement des profils verticaux.

À l'échelle du bassin Loire-Bretagne, les contextes hydrogéologiques sont variés allant des aquifères sédimentaires aux aquifères de socle, avec une minorité d'aquifères volcaniques. Les temps et les types de réponse attendus à une modification des pratiques culturales par exemple y sont donc très probablement variés en fonction du type d'aquifère, de sa taille, du taux de renouvellement des eaux, etc. En France, à ce jour, il existe très peu d'informations relatives à ces notions de temps de réponse et de type de réponse à l'exception de quelques sites étudiés plus spécifiquement, dans le cadre de travaux de thèse par exemple, et l'Agence ne dispose pas d'une vision globale à l'échelle du bassin.

Estimation des tendances d'évolution à partir des données historiques de la qualité : méthodologie

Dans le cadre de l'étude menée par le BRGM et l'Agence de l'eau Loire-Bretagne (Baran *et al.*, 2009), la méthodologie proposée afin d'établir une typologie des aquifères en fonction de critères hydrogéologiques et de leur comportement vis-à-vis des pressions anthropiques s'articule de la manière suivante :

- **datation des eaux souterraines** lors d'une vaste campagne de mesures réalisée en avril 2007 ;
- **sectorisation du bassin Loire-Bretagne** sur la base de données piézométriques, géologiques et de pressions agricoles ;
- **par secteur** ainsi défini, étude de l'**évolution de la contamination** en nitrate par valorisation des données historiques (bases de données ADES³, ONQES⁴), par des approches statistiques robustes :
 - comparaison de deux états de contamination pour apprécier une évolution après une décennie (boîtes à

1. BRGM Service Eau : 3 avenue Claude Guillemin, 45060, Orléans Cedex 2, France. Courriel. : n.baran@brgm.fr

BRGM idem pour Laurence Gourcy, Bernard Bourguin, Alexis Gutierrez, Benjamin Lopez et Vincent Mardhel.

2. Agence de l'eau Loire-Bretagne, BP 6339 - Avenue de Buffon - 45063 Orléans cedex 2, France. Courriel. : david.ratheau@eau-loire-bretagne.fr

3. Accès aux Données sur les Eaux Souterraines.

4. Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines.

moustache et test statistique de Wilcoxon) ;

- évaluation de tendance point par point par période de 10 ans depuis 1970 jusqu'à 2007, puis sur la somme de ces périodes (test statistique de Mann-Kendall) ;
 - agrégation et évaluation par zone homogène d'une tendance régionale pour la période 1975-2006 et pour les sous-périodes 1975-1993 et 1995-2006 (test de Kendall régional) ;
- **comparaison des données** de datation et de concentrations en nitrate par zone.

Datation des eaux souterraines à l'échelle du bassin

L'âge de l'eau est le temps qui s'est déroulé 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 est le temps que met cette goutte d'eau pour passer de la zone de recharge à la zone de décharge d'un aquifère. Dans la zone de décharge, l'âge de l'eau est égal à son temps de résidence, alors qu'à un point quelconque de l'aquifère ces 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. Une description sommaire des méthodes de datation des eaux jeunes ainsi que les principaux résultats sont disponibles dans l'article de Gourcy *et al.* (2008).

Dans la mesure où il n'était pas possible de prendre en compte les informations hydrogéologiques locales dans l'estimation des âges apparents des eaux puisque, par exemple, le bassin d'alimentation de chaque captage n'est pas nécessairement bien défini, une approche simplifiée a été mise en œuvre. Pour le bassin Loire-Bretagne, l'échantillonnage de type photographique (avril 2007) a permis de distinguer facilement les eaux souterraines à circulation lente et celles à renouvellement plus rapide.

Les eaux des régions de socle sont relativement jeunes mais montrent une recharge moyenne majoritairement de 10 à 20 ans. Ces résultats confirment les premières études réalisées en Bretagne à l'aide des CFC⁵ et SF₆⁶ sur des sites étudiés plus finement (Vergnaud-Ayraud *et al.*, 2008). Ces données, à l'échelle du bassin versant Loire-Bretagne, sont les premiers éléments à intégrer pour réaliser une typologie du comportement des aquifères en tenant compte des temps de résidence des eaux. En ce qui concerne la datation des eaux souterraines par les outils tritium et CFC, on notera que 175 points d'eau ont fait l'objet d'un essai de datation mais que 23 d'entre eux n'ont pu être datés à cause de problèmes de contamination des 3 CFC

utilisés, contamination soit locale, soit lors du prélèvement.

Sectorisation du bassin sur la base du comportement *a priori*

La sectorisation du bassin s'appuie sur 3 facteurs que sont la géologie simplifiée, la pression agricole et le comportement piézométrique caractérisé grâce à l'établissement, pour chaque piézomètre, d'un variogramme temporel de la cote piézométrique. La plupart des piézomètres présentant un cycle annuel et certains n'étant pas mesurés sur une très longue période, on a choisi de calculer le variogramme jusqu'à un Δt maximum de 2 ans. Les piézomètres correspondant à des chroniques inférieures à 4 ans (soit deux fois ce Δt) ont été éliminés, leur durée de mesure étant trop courte pour pouvoir calculer un variogramme représentatif. D'autres chroniques présentant manifestement des anomalies (influence d'un pompage par exemple) ont également été éliminées.

Au final, 414 chroniques sur les 511 initiales ont pu être traitées et conduire à la détermination d'un variogramme expérimental. Un modèle théorique de variogramme leur a été ajusté par une procédure automatique selon la méthode des moindres carrés, en combinant 4 composantes : un effet de pépité, une composante « sphérique » de portée 6 mois (composante « court terme »), une composante annuelle (modèle cosinus) et une composante linéaire destinée à traduire le comportement à plus long terme (composantes pluriannuelles et dérive).

Sur la base d'une classification hiérarchique ascendante des 3 dernières composantes (l'effet de pépité n'a pas été utilisé car il avait tendance à bruyter les résultats), 4 grandes classes ont pu être discriminées et ont permis d'identifier, de façon objective, des secteurs avec des comportements piézométriques homogènes :

- Classe A : composante court terme et annuelle faibles, dérive pluriannuelle dominante (15 individus).
- Classe B : composante court terme et annuelle non négligeables, dérive pluriannuelle dominante (159 individus).
- Classe C : composante court terme non négligeable, composante annuelle prédominante, dérive pluriannuelle faible ou nulle (112 individus).
- Classe D : composante court terme importante, composante annuelle importante, dérive pluriannuelle faible ou nulle (128 individus).

Après croisement des 3 informations (géologie, pression, comportement piézométrique), un important travail de simplification et de regroupement de polygones a été réalisé afin de limiter au mieux la multiplication de zones de très petite taille non renseignées par des points

5. Chlorofluorocarbure (fréon).

6. Hexafluorure de soufre.

de suivi piézométrique ou de qualité. Le recoupement brut de secteurs aux limites proches laisse en effet apparaître de nombreuses zones dont l'origine n'est expliquée que par les biais engendrés par une sectorisation déterminée à main levée, notamment pour les zones à comportement piézométrique identique. Cet exercice permet de passer d'une sectorisation comprenant plus de 180 zones après le croisement brut à **99 zones** dont les limites ont été redessinées. Les zones ainsi définies sont ensuite l'unité cartographique de base retenue pour l'étude des tendances.

Comparaison de 2 états : exemple des périodes 1995-1996 et 2005-2006

L'objectif de la *première méthode statistique* utilisée est de comparer l'état de contamination des eaux souterraines à deux dates différentes de manière à identifier des évolutions possibles (augmentation, diminution ou stagnation des teneurs en nitrate) entre ces deux dates. Les données traitées ont été extraites de la base de données nationale ADES. Au regard des données disponibles, il a été décidé de travailler pour les années 2006 (dernière année complète en termes de disponibilité des données) et 1996, soit une décennie plus tôt. Il paraissait peu judicieux de travailler sur une année antérieure à 1996, le nombre de données diminuant significativement avant cette date. Même l'ajout des données issues d'ONQES ne suffit pas à étoffer les jeux de données pour les années 90.

De façon à augmenter le nombre de points exploitables, le choix a été fait de comparer non pas deux années au sens strict mais 2 périodes. La première période correspond à 1996-1997, la deuxième à 2005-2006. Les points traités disposent de mesures pour ces deux périodes, c'est-à-dire que l'échantillon de base est le même. De façon à lisser l'hétérogénéité entre le nombre de mesures d'une année à une autre ou d'un point à un autre, la moyenne des concentrations par point a été calculée pour chacune des 4 années (1996, 1997, 2005, 2006), puis la moyenne des deux moyennes par période retenue. Ainsi 1 658 paires (points ayant au moins une mesure en 1996-97 et en 2005-06) réparties dans les différentes zones ont pu être traitées.

Le test statistique de Wilcoxon a été appliqué afin de vérifier si les mesures par zone sont significativement différentes ou non entre la première et la deuxième période, avec un intervalle de confiance de 95 %. Qu'elles soient significativement différentes ou non ne présume en rien de l'évolution qui a pu se produire entre ces 2 périodes à des pas de temps plus courts.

L'absence de différence significative entre les 2 périodes peut signifier une stabilisation de la contami-

nation ou un retour à un état identique à celui de 1996-97 pendant les années 2005-06. Dix zones présentent une différence significative entre les 2 périodes. Sauf dans 2 zones, la différence correspond à une augmentation de la valeur moyenne traduisant une détérioration de la qualité de la nappe.

Estimation de tendance par points d'observation

Pour avoir une vision complémentaire de l'évolution passée des concentrations en nitrate, une *deuxième approche statistique* a été proposée. Il s'agit de la méthode de Mann-Kendall qui permet d'estimer une tendance monotonique par série de données, c'est-à-dire par point d'eau (Broers et Van der Griff, 2004 ; Aguilar *et al.*, 2007 ; Stuart *et al.*, 2007). Cette méthode pourrait être comparée à l'établissement d'une droite de régression, si ce n'est que c'est une méthode plus robuste et surtout peu sensible aux *outliers* (c'est-à-dire aux mesures qui sont statistiquement très différentes des autres). Ainsi, grâce à la méthode de Mann-Kendall, la tendance estimée n'est pas biaisée par une mesure qui sort manifestement du groupe de mesures alors qu'une régression est très influencée par un point situé en position extrême.

Comme l'ont fait Stuart *et al.* (2007), un découpage des chroniques par périodes a été effectué de façon à mettre en évidence des changements de tendance au cours du temps. Les périodes retenues correspondent à des décennies de façon à garder un nombre de mesures conséquent (supérieur à 10) ; il s'agit des périodes 1970-1980, 1980-1990, 1990-2000 et 2000-2007. De façon à être plus précis, des périodes chevauchantes ont également été considérées : 1975-1985, 1985-1995, 1995-2005. La synthèse de l'évolution des concentrations sur ces périodes a été effectuée afin de proposer une vision globale à l'échelle du bassin : teneurs toujours en augmentation, teneurs ayant augmenté puis diminué, etc. (Fig. 1).

L'histogramme de répartition des tendances pour quatre décennies successives (1970-1980 ; 1980-1990 ; 1990-2000 et 2000-2007 – Fig. 2) résume l'évolution globale des tendances sur l'ensemble du bassin. La proportion de points dont la concentration en nitrate augmente devient de plus en plus faible par rapport aux points dont la tendance est à la baisse. Sur la « pseudo décennie » 2000-2007, le test Mann-Kendall a permis de détecter plus de tendances à la baisse que de tendances à la hausse (51 % contre 35 % des points analysés) alors que la part de tendances à la hausse est de 35 %. Ces résultats montrent une inversion des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les aquifères superficiels du bassin

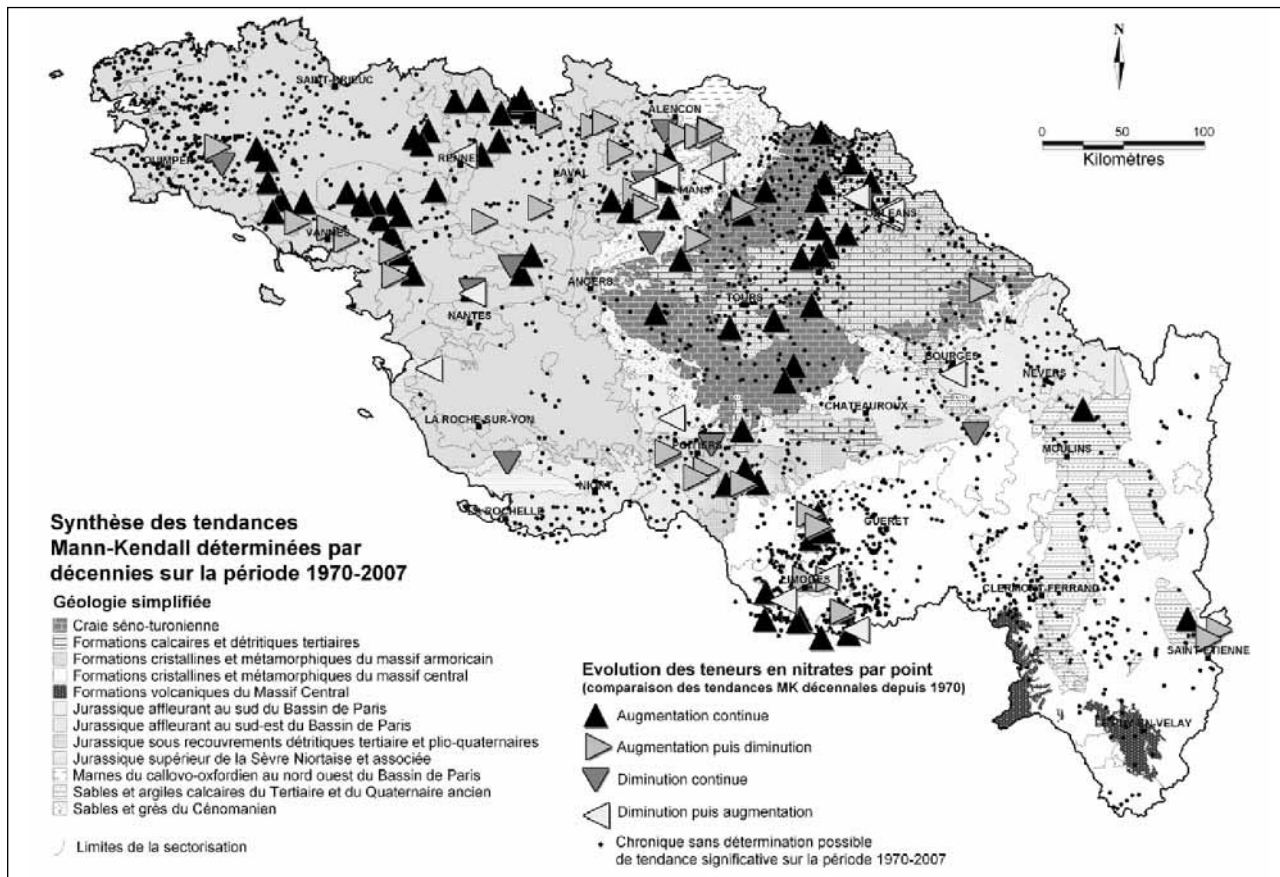


Figure 1. Synthèse des tendances Mann-Kendall déterminées par décennie sur la période 1970-2007 (d'après Baran et al., 2009).

Loire-Bretagne et ce depuis le milieu des années 90 environ. Cette analyse ne présume en rien des causes possibles de ce changement. Il faut aussi garder en mémoire que les jeux de données initiaux sont très disparates (nombre de mesures pour un point d'eau, fréquence de mesures variable au cours du temps pour un point d'eau et variable d'un point à un autre...) limitant ainsi spatialement et temporellement l'emprise du traitement statistique.

L'application du test de Mann-Kendall par périodes plutôt que sur la période globale permet donc de discriminer des comportements différents à l'échelle du bassin avec des secteurs où l'augmentation des teneurs semble se poursuivre (centre et nord-est de la Bretagne, nord du bassin Loire-Bretagne au centre de la Beauce) ou à l'inverse des secteurs où la tendance s'est inversée (sud de la Bretagne, marnes du Callovo-oxfordien entre Le Mans et Alençon, secteur du Jurassique sous recouvrement autour de Poitiers) et de rares secteurs où l'évolution des teneurs en nitrate nettement orientée à la baisse jusqu'au début des années 90 augmente depuis lors comme c'est le cas autour d'Orléans.

La représentation cartographique des tendances

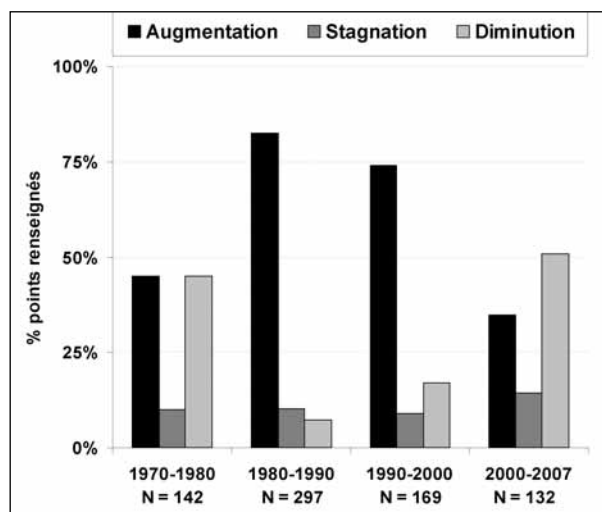


Figure 2. Histogramme de répartition des tendances significatives Mann-Kendall pour quatre décennies successives et pour l'ensemble du bassin Loire-Bretagne (d'après Baran et al., 2009).

selon le test de Mann-Kendall (voir Fig. 1) montre que la répartition n'est pas aléatoire et semble être en adéquation avec le zonage proposé sur la base de critères géologiques, piézométriques et de pressions agricoles.

Estimation de tendance par zones

Ainsi, de façon à utiliser le maximum de données disponibles dans les bases de données mais aussi à avoir une approche spatialisée en complément de l'approche ponctuelle Mann-Kendall, le test régional de Kendall a été utilisé comme l'on fait récemment Frans et Helsel (2005) ou encore Frans (2008). Le principe théorique de la méthode est de créer un « qualitomètre régional virtuel » défini comme le regroupement de plusieurs qualitomètres réels appartenant à une même zone. Les tendances d'évolution déterminées pour chaque qualitomètre virtuel sont donc supposées représentatives de chacune des zones homogènes. D'un point de vue mathématique, le principe du test Kendall régional est très proche de celui du test de Mann-Kendall. L'utilisation du test Kendall régional permet alors de déterminer la pente d'une tendance générale d'évolution des concentrations en nitrate (en mg/L/an) sur une zone homogène en créant un réseau de points de mesures qui constitue un qualitomètre régional virtuel.

Par zone, à l'instar de l'étude par piézomètre, le test régional de Kendall a été appliqué d'abord pour la

période globale allant de 1975 à 2007, puis pour deux sous-périodes 1975-1993 et 1995-2007 (Fig. 3).

Conclusions

Outre les informations obtenues pour le secteur étudié qui permettent de raisonner en termes de gestion des ressources en eau et sur les actions correctives à mettre en place, cette étude permet de tirer des conclusions quant aux aspects méthodologiques. En ce qui concerne la datation des eaux souterraines par les outils tritium et CFC, on notera que 175 points d'eau ont fait l'objet d'un essai de datation mais que 23 d'entre eux n'ont pu être datés à cause de problèmes de contamination des 3 CFC utilisés, contamination soit locale, soit lors du prélèvement. Bien que la méthode de datation ait été simplifiée, elle permet de discriminer à cette échelle de travail des secteurs sur lesquels les temps de résidence sont plus ou moins longs (années à plusieurs décennies).

Le traitement statistique réalisé pour valoriser les données existantes a permis d'avoir une image de l'évolution passée de la contamination des eaux souterraines

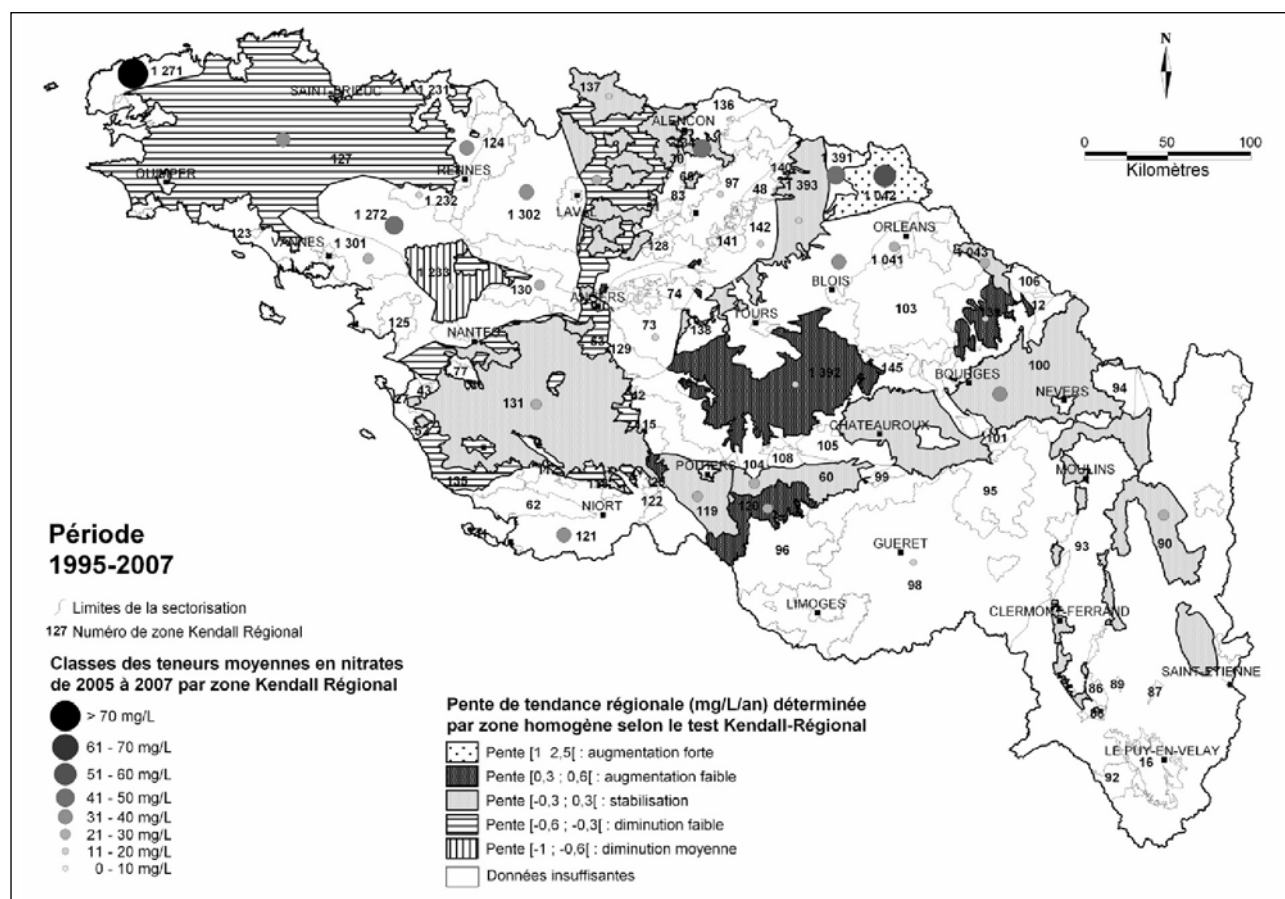


Figure 3. Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par zone sur la période 1995-2007 suivant le test Kendall-régional (d'après Baran et al., 2009).

par les nitrates. Deux approches complémentaires ont été mises en œuvre sur des zones préalablement identifiées et supposées avoir un comportement homogène vis-à-vis de la contamination par les nitrates (sur la base de données de lithologie, de piézométrie et de pressions anthropiques).

La première méthode statistique consiste à travailler sur un échantillon de points commun à deux dates ou deux périodes. Les données par dates ou périodes sont comparées point par point. L'avantage est de travailler sur un échantillon constant mais l'inconvénient est de ne pas avoir d'information sur les variations qui ont pu intervenir entre les 2 états.

La deuxième méthode statistique consiste à travailler sur les tendances, soit point par point, soit par zone. Cette méthode a permis d'intégrer des données en plus grand nombre, mais également beaucoup plus disparates en termes de nombre de mesures par point, par année, durée totale du suivi, etc. Que ce soit dans l'étude point par point ou l'approche régionalisée par zone, la tendance a été estimée sur la période la plus grande possible (environ 1975-2007), puis par sous-période. En effet, les tests de Mann-Kendall ou Kendall régional ne peuvent décrire que des tendances monotoniques. Or visuellement, des chroniques montraient des changements de tendance justifiant qu'une approche par sous-période soit entreprise. Elle l'a été avec succès puisqu'il a ainsi été possible d'identifier des zones avec des évolutions différentes (toujours en augmentation, augmentation puis diminution, augmentation puis stabilisation des teneurs en nitrate...).

Ces approches sont donc tout à fait prometteuses et permettent de discriminer des secteurs ayant des réponses différentes vis-à-vis de la contamination par les nitrates. Toutefois l'application réalisée à l'échelle du bassin Loire-Bretagne révèle les limites de l'exercice qui sont inhérentes à la qualité des données initiales. Le faible nombre de chroniques de longue durée, avec une fréquence de mesures élevées, résultant d'un changement de points de mesure en relation avec l'évolution des réseaux de surveillance ou d'un arrêt de la surveillance suite à la fermeture des captages, apparaît comme le facteur le plus limitant dans l'interprétation des tendances.

Bibliographie

- Aguilar J.-B., Orban P., Dassargues A., Brouyère S., 2007: Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal* 15, 1615-1627.
- Baran N., Gourcy L., Lopez B., Bourguin B., Mardhel V., 2009 : Transfert des nitrates à l'échelle du bassin Loire-Bretagne. Phase 1 : temps de transfert et typologie des aquifères. Rapport BRGM RP-54830-FR, 105 p.
- Baran N., Chabart M., Braibant G., Joubin F., Pannet P., Perceval W., Schmidt C., 2006 : Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur 2 bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51). Rapport final BRGM/RP-54985-FR.
- Baran N., Bourgeois M., Flehoc C., Normand B., 2005 : Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loess profond. BRGM/RP-53440-FR – Rapport final.
- Barbash, J.E., Thelin G.P., Kolpin D.W., Gilliom R.J., 2001 : Major herbicides in ground water: Results from the national water-quality assessment. *J. Environ. Qual.* 30, 831-845.
- Broers H.P., van der Grift B., 2004 : Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *Journal of hydrology* 296, 192-220.
- EEA, 1999. Groundwater quality and quantity in Europe. Technical report. 112p. Copenhagen.
- Frans L.M., Helsel D.R., 2005 : Evaluating regional trends in ground water nitrate concentrations of the Columbia Basin Ground Water management Area, Washington. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5078, 7p.
- Frans L., 2008 : Trends of pesticides and nitrate in ground water of the Central Columbia Plateau, Washington, 1993-2003. *J. Environ. Qual.*, 37, 273-280.
- 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"* 159, 30-39.
- IFEN, 2004 : Les pesticides dans les eaux – Sixième bilan annuel – données 2002. Collection Études et travaux, n°42, Ifen, Orléans, 32 p. ISBN : 2-911089-70-7 (résultats détaillés sur CD-Rom).
- Normand M., Gravier, A., 2005 : Mise en œuvre de la DCE – Premières synthèses des caractéristiques principales et secondaires des masses d'eau souterraine et de l'analyse du Risque de Non Atteinte du Bon Etat environnemental en 2015. Pistes de réflexion pour la caractérisation plus détaillée. BRGM/RP-53924-FR, 105 p., 34 fig., 41 tabl., 4 ann.
- Stuart M.E., Chilton P.J., Kinniburgh D.G., Cooper D.M., 2007 : Screening for long-term trends in groundwater nitrate monitoring data. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 40, 361-376.
- Vergnaud-Ayraud V., Aquilina L., Pauwels H., Labasque T., 2008 : La datation des eaux souterraines par analyse des CFC : un outil de gestion durable de la ressource en eau. TSM 1.