

Document public

Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'étude pression-impact du nitrate sur les eaux souterraines

BRGM/RP-67428-FR

Octobre 2017



Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'analyse pression-impact du nitrate sur les eaux souterraines

BRGM/RP-67428-FR

Octobre 2017

Étude réalisée dans le cadre de la convention de subvention du programme d'action 2013-2017 AFB-BRGM

L. Gourcy, S. Pinson, N. Surdyk

Vérificateur :

Nom : N. Baran

Fonction : Correspondant Scientifique

Date : 10/11/2017

Signature :



Approbateur :

Nom : F. Garrido

Fonction : Directeur Adjoint D3E

Date : 22/01/2018

Signature :



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

Mots-clés : nitrate, temps de transfert, eaux souterraines, DCE

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

Gourcy L., Pinson S., N. Surdyk (2017) – Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'analyse pression–impact du nitrate sur les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-67428-FR, 106 p., 75 ill., 2 ann.

© BRGM, 2017, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Dans la perspective de la révision de l'état des lieux des districts hydrographiques en 2013, l'ONEMA a proposé un certain nombre de guides méthodologiques. Parmi ces guides, la méthode d'évaluation des pressions et des impacts potentiels par le nitrate sur les eaux souterraines proposée en 2012 est une méthode très simplifiée basée sur le surplus azoté estimé par le modèle NOPOLU couplé avec un indicateur de transfert pour calculer des flux en nitrate vers les eaux souterraines. Cette méthode contient un certain nombre de limites. Il s'est avéré ainsi nécessaire d'améliorer la méthodologie d'estimation pression/impact pour les eaux souterraines pour le nitrate. En préalable à ce travail, une revue des méthodes existantes qui pourraient être utilisées en partie ou en intégralité pour permettre d'établir un lien entre la pression et l'impact sur les eaux souterraines a été réalisée en 2013. Au vu des méthodes analysées et des discussions lors des groupes nationaux de travail sur les pressions et impacts, il est proposé de développer une méthode basée sur une approche qualitative proche d'une approche « analyse de risques » et permettant de donner une image nationale de la relation entre les pressions et l'impact pour le nitrate d'origine diffuse agricole.

Ainsi la méthode pression - impact sur les eaux souterraines pour le nitrate d'origine agricole proposée tient compte de divers facteurs : i) l'unité de travail afin de considérer toutes les pressions arrivant à un ensemble de points d'eau et de permettre l'estimation de l'étendue géographique de la pression « significative » sur la masse d'eau, ii) la part de la pression exercée qui peut rejoindre la nappe, iii) le délai entre la pression exercée et l'impact relevé sur les eaux souterraines et iv) les processus menant à une diminution naturelle des concentrations en nitrate à la nappe (voir schémas ci-dessous).

D'autre part la méthode s'appuie sur les données historiques de pression en azote calculées par l'Université de Tours à l'aide du modèle Cassis-N.

Le présent rapport expose les résultats obtenus pour une première déclinaison de la méthode à une échelle nationale étant entendu que la méthodologie peut être reprise régionalement avec des données plus fines mais qui ne sont disponibles que pour une partie du territoire ou qui nécessitent une analyse locale fine.

Les travaux ont donc porté en premier lieu sur l'analyse d'une typologie de fonctionnement hydrogéologique qui permet d'adapter au besoin certaines étapes de la méthode.

Le décalage dans le temps entre pression et impact a été abordée par deux méthodes complémentaires ; l'estimation des temps de transfert dans la zone non saturée et les âges apparents des eaux souterraines pour la zone saturée notamment dans les zones fluvioglaciales.

Ces informations ont permis de calculer une pression « recalée » à partir de la pression brute à l'échelle du département estimée par Cassis-N et nuancée spatialement par l'importance des forêts et zones urbaines pour obtenir une pression « approchée ».

La susceptibilité de transfert du nitrate a été abordée par l'utilisation de l'IDPR (Indice de développement et de persistance des réseaux). Trois niveaux de susceptibilité ont été établis pour l'ensemble du territoire et ont été croisés avec les 4 niveaux de pression approchée proposés. La matrice obtenue permet d'obtenir 4 niveaux de pression significative sur les eaux souterraines : pressions non significatives et pressions significatives faibles, moyennes et fortes.

Ainsi, une carte des pressions significatives peut être établie pour une partie de la France métropolitaine. Les secteurs pour lesquels on ne dispose pas de données de temps de transfert ne sont alors pas couverts.

Les résultats obtenus ont été confrontés aux données de concentrations en nitrate des points d'eau (hors ICSP) disponibles sous ADES, ce qui a permis de valider la cohérence globale de l'approche.

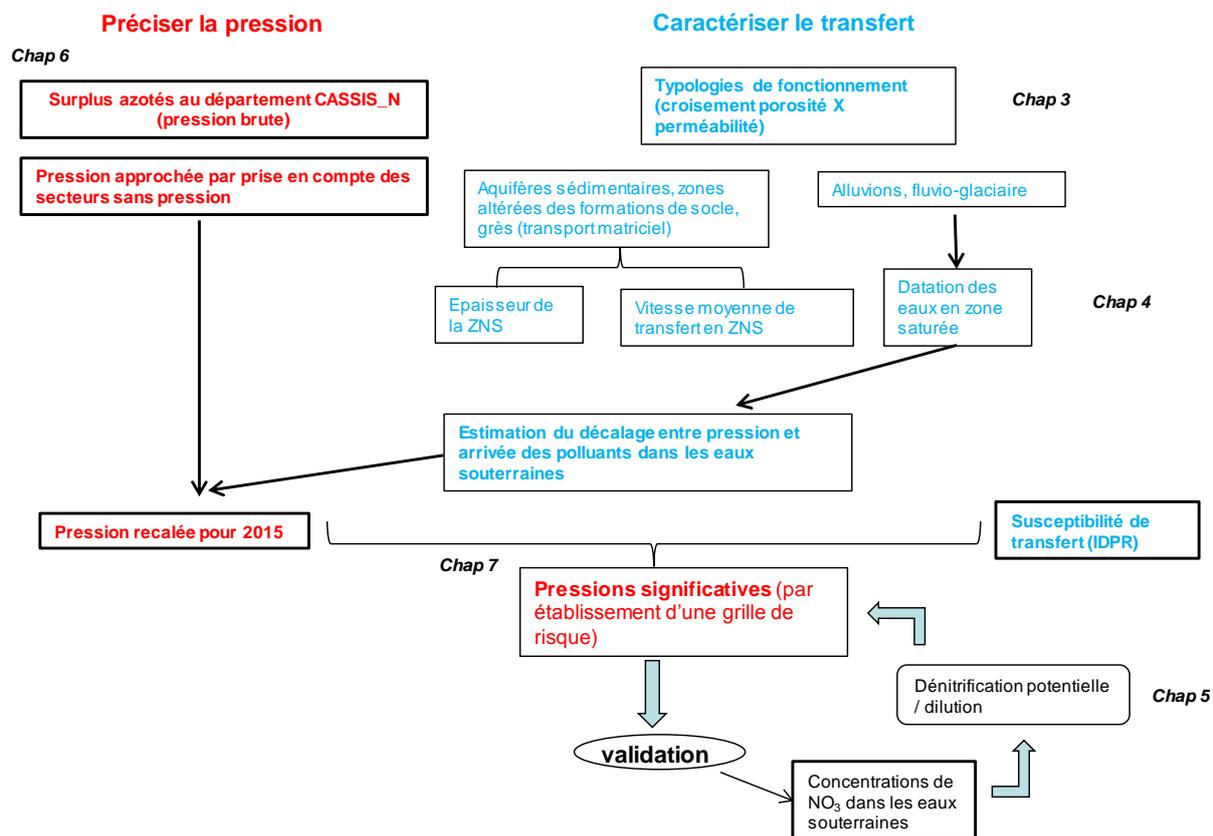


Schéma de la réalisation de l'analyse pression-impact à l'échelle des unités de travail

Etape	Bases et données mobilisées
Typologie de fonctionnement	Perméabilité et porosité : BDLISA v0 Lithologie : carte géologique au 1/1000000
Susceptibilité de transfert	IDPR version 2017
Délais et temps de transfert	Données issues de la bibliographie Epaisseur de la ZNS issue de Allier et al. (2012)
Pression brute (surplus azoté)	Cassis-N
Pression approchée	Corine Land Cover 2012
Dénitrification	Données ADES (tous PE sauf ICSP)
Validation	Données ADES (tous PE sauf ICSP)

Tableau de synthèse des bases et données utilisées pour l'analyse pression-impact

Sommaire

1. Cadre de l'étude	11
1.1. CONTEXTE	11
1.2. RAPPEL DES TRAVAUX AU TITRE DE LA CONVENTION 2013-2015	11
1.3. RAPPEL DES EXIGENCES DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU	12
1.4. BASES DE LA PROPOSITION METHODOLOGIQUE	12
1.5. ETAPES NECESSAIRES A LA REALISATION DE L'ANALYSE PRESSION - IMPACT	
15	
2. Trouver une échelle de travail adéquate : définition de l'unité de travail	17
2.1. CONTEXTE	17
2.2. ANALYSE DE L'UNITE DE TRAVAIL A L'ECHELLE DE LA FRANCE	
METROPOLITAINE	18
2.3. ANALYSE GLOBALE DES RESULTATS DU DECOUPAGE	19
2.4. RESULTATS DE QUELQUES TESTS	23
3. Caractériser les typologies de fonctionnement des aquifères.....	29
3.1. CONTEXTE	29
3.2. LES PARAMETRES.....	29
3.2.1. La perméabilité	29
3.2.2. La porosité	31
3.2.3. La lithologie dominante	33
3.2.4. Le comportement des aquifères (variogrammes)	35
3.3. LA TYPOLOGIE DE FONCTIONNEMENT.....	36
3.3.1. 1 ^{er} croisement - perméabilité et porosité	36
3.3.2. 2 ^{ième} croisement – lithologie, perméabilité et porosité	40
3.3.3. 3 ^{ième} croisement – perméabilité, porosité avec les variogrammes	41
3.3.4. Synthèse.....	43
4. Délais et temps de transfert.....	45
4.1. INTRODUCTION	45
4.2. LES TEMPS DE TRANSFERT EN ZONE NON SATUREE.....	46

4.2.1. Introduction	46
4.2.2. Estimation des temps de transfert en ZNS	46
4.2.3. Estimation du temps de transfert du nitrate dans la zone non saturée par unité de travail	51
4.3. TEMPS DE TRANSFERTS EN ZONE SATURÉE	53
4.3.1. Collecte des données de datation des eaux souterraines	53
5. Facteurs d'atténuation.....	57
5.1. DENITRIFICATION	57
5.1.1. Principes fondamentaux	57
5.1.2. Réalisation d'une carte des zones propices à la dénitrification des eaux souterraines.....	60
5.1.3. Carte des zones susceptibles de dénitrification	66
5.1.4. Exemple de résultats : les masses d'eau FRGG001 et FRGG010.....	67
5.1.5. Autres données de la littérature sur la dénitrification.....	69
5.2. DILUTION/MELANGE	70
6. Analyse de la pression « brute ».....	71
6.1. DEMARCHE	71
6.2. CARACTERISATION DE LA PRESSION BRUTE	71
6.2.1. Estimation de l'année de la pression brute exercée sur les eaux souterraines actuellement.....	72
6.2.2. Importance de la pression brute à l'origine de la qualité des eaux souterraines en 2015	73
7. Estimation de la pression significative sur les eaux souterraines.....	79
7.1. LES DONNEES DE CONCENTRATIONS EN NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES	79
7.2. ESTIMATION DES PRESSIONS SIGNIFICATIVES SUR LES EAUX SOUTERRAINES	81
7.2.1. La pression en azote à l'échelle des unités de travail	81
7.2.2. La susceptibilité de transfert	82
7.2.3. Détermination de la pression significative	89
7.3. ANALYSE DE LA CARTE DES RISQUES D'IMPACT DE NITRATE SUR LES EAUX SOUTERRAINES	92
8. Conclusions	95
9. Bibliographie.....	98

Liste des illustrations

Illustration 1 : schéma représentant les étapes de l'analyse P/I aux pollutions diffuses nitratées pour les eaux souterraines.....	13
Illustration 2 : Evolution de la pression agricole (surplus en kg N/ha/an, données Université de Tours) et des concentrations en nitrate de la nappe et évolution du niveau piézométrique	14
Illustration 3 : Résumé des étapes de réalisation de l'analyse pression-impact du nitrate d'origine diffuse agricole sur les eaux souterraines réalisé à l'échelle d'unités de travail	16
Illustration 4 : Résultat du croisement des masses d'eau et de la BDLISA niveau 3 et la BDLISA complémentaire pour les masses d'eau alluviales.	19
Illustration 5 : Statistiques et distribution du nombre d'entités BDLISA niveau 3 par masse d'eau	20
Illustration 6 : Nombre d'unités de travail dans chaque masse d'eau de niveau 1	20
Illustration 7 : Ratio par masse d'eau entre le nombre de qualitomètres et le nombre d'entités BDLISA niveau3.....	21
Illustration 8 : Nombre de qualitomètres (tous réseaux ADES confondus) par MESO	22
Illustration 9 : Exemple de la MESO FRGG039- Bassin versant de Trieux – Leff	23
Illustration 10 : Découpage de l'unité des calcaires de Beauce karstifiés selon les comportements hydrodynamiques des piézomètres de la zone (Lopez et al., 2012)	24
Illustration 11 : Résultat du croisement entre la MESO FRHG006, alluvions de la Bassée et les entités BDLISA complémentaires	25
Illustration 12 : Exemple de la MESO FRGG092– Multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres	25
Illustration 13 : Exemple de la MESO FRGG092 – Multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg/l) toutes années confondues.....	26
Illustration 14 : Exemple de la MESO FRDG213 - Calcaires jurassiques des plateaux de Haute-Saône.....	27
Illustration 15 : Exemple de la FRDG213 - Calcaires jurassiques des plateaux de Haute-Saône / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg/l) toutes années confondues	27
Illustration 16 : Exemple de la MESO FRFG049 - Terrains plissés du BV Garonne secteur hydro o0	28
Illustration 17 : Exemple de la MESO FRFG049 - Terrains plissés du BV Garonne secteur hydro o0 / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg.l ⁻¹) toutes années confondues	28
Illustration 18 : Définitions de la perméabilité selon le lexique de la BDLISA	30
Illustration 19 : Carte de la perméabilité des unités de travail.....	31
Illustration 20 : Définitions de la porosité selon le lexique de la BDLISA	32
Illustration 21 : Carte de la porosité par unités de travail	33
Illustration 22 : Carte de la lithologie simplifiée des unités de travail	34
Illustration 23 : Répartition des variogrammes et analyse des cycles	36
Illustration 24 : Tableau synthétique du croisement perméabilité et porosité	37

Illustration 25 : Classification des différents comportements des aquifères.....	38
Illustration 26 : Classification pour la masse d'eau FRCG008 « Plateau lorrain versant Rhin »	39
Illustration 27 : Répartition des concentrations moyennes en nitrate (percentile 90) en fonction des classes de la typologie de fonctionnement	40
Illustration 28 : Exemple de la classification selon la lithologie « calcaires »	41
Illustration 29 : Croisement entre les variogrammes, la perméabilité et la porosité	42
Illustration 30 : Masse d'eau FRHG308 - Bathonien-bajocien de la plaine de Caen et du Bessin	43
Illustration 31 : Schéma représentant les transferts de l'eau et du nitrate dans les aquifères (ZNS et ZS)	45
Illustration 32 - Données d'entrée et résultats (RF et TR) pour quelques grands types de matériaux géologiques.....	47
Illustration 33 : Tableau des données d'estimation des vitesses de transfert du nitrate (en m/an) en zone non saturée selon les contextes lithologiques et les régions issues de la littérature	49
Illustration 34 - Tableau des vitesses de transfert en zone non saturée pour quelques contextes lithologiques issues de données de terrain ou de calculs suivant la méthode RAO et al. 1985	50
Illustration 35 - Vitesses moyennes de transfert de nitrate (m/an) dans la zone non saturée ...	51
Illustration 36 - Epaisseur de la zone non saturée (médiane en m) par unité de travail	52
Illustration 37 - Temps de transfert du nitrate selon un transport matriciel uniquement (années) par unité de travail.....	53
Illustration 38 : Catégories d'âges proposées selon les résultats obtenus pour divers modèles conceptuels de transfert pour les âges apparents en zone saturée	54
Illustration 39 : Gammes d'âges apparents disponibles au point d'eau et à la masse d'eau*	55
Illustration 40 : Modèle conceptuel de l'occurrence de la dénitrification dans les eaux souterraines – Rivett et al. (2008).....	57
Illustration 41 : Cartographie de la concentration minimale en nitrate (toutes années confondues)	59
Illustration 42 : Cartographie de la concentration maximale en nitrate (toutes années confondues)	59
Illustration 43 : Arbre de classification appliqué à l'ensemble des qualitomètres en 2015 (modifié d'après Hinkle and Tesoriero, 2014).....	61
Illustration 44 : Localisation des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées	62
Illustration 45 : Analyse statistique des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées	63
Illustration 46 : Tableaux synthétiques des principales classifications K-means	64
Illustration 47 : Tableau détaillé des barycentres (en mg.l ⁻¹) par classe – essai n°5	64
Illustration 48 : Carte des points susceptibles de dénitrifier –essai 5 – Méthode K-means	65
Illustration 49 : Carte représentant le pourcentage des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées par unité de travail	67
Illustration 50 : Pourcentage d'analyses connues présentant un indice de dénitrification en sous-sol - Classement par formations géologiques (source : Talbot et al., 1995)	67
Illustration 51 : Masses d'eaux FRGG001 et FRGG010 – zones propices à la dénitrification par unité de travail.....	68

Illustration 52 : Schéma de l'approche proposée pour l'estimation de la pression à l'origine des concentrations en nitrate mesuré dans l'eau souterraine en 2015.....	71
Illustration 53 - Année de la pression à l'origine des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines de 2015 (transport matriciel uniquement).....	72
Illustration 54 - Les données de surplus du modèle Cassis_N : Imprécision départementale moyenne (1960 – 2015) (source : Poivert et al., 2016).....	73
Illustration 55 - Données annuelles et moyenne glissante sur 5 ans des données de surplus azoté pour le département de la Marne.....	74
Illustration 56 - Pression recalée (moyenne glissante sur 5 ans) en unité d'azote par unité de travail à l'origine de la qualité des eaux souterraines en 2015	75
Illustration 57 - Exemple 1 - unité de travail de la craie du séno-turonien et celle des sables du Thanétien du Bassin parisien dans le nord de la France (pression azotée en kg N/ha SAU/an)	76
Illustration 58 - Exemple 2 - unité du travail du socle métamorphique dans les bassins versants de l'Argenton et du Thouet et celle des formations tertiaires indifférenciées de Poitou-Charentes (pression donnée en kg N/ha SAU/an)	77
Illustration 59 : Exemple de fortes hétérogénéités des concentrations en nitrate des eaux souterraines à proximité d'un cours d'eau du fait de processus de dilution et/ou dénitrification.....	79
Illustration 60 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en nitrate mesurée sur les points appartenant aujourd'hui à un réseau RCS/RCO sur l'ensemble de la métropole entre 1960 et 2015.	80
Illustration 61 – Carte des points RCS/RCO avec des mesures de concentration en nitrate en 2015.	81
Illustration 62 – Tableau récapitulatif des relations entre concentration en nitrate et pression approchée pour les 652 unités de travail réparties en douze classes.....	83
Illustration 63 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate de 2015 en fonction de la pression approchée (classe 1).....	84
Illustration 64 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate en 2015 en fonction de la pression approchée (classe 3).....	84
Illustration 65 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate de 2015 en fonction de la pression approchée (classe 6).....	85
Illustration 66 – Localisation des 652 unités et graphique représentant la moyenne des concentrations maximales en nitrate par classe en fonction de la moyenne des pressions approchées par classe de typologie de fonctionnement hydrogéologique	86
Illustration 67 – Carte de l'IDPR (2016/2017) agrégé au niveau de chaque unité de travail sous forme de médiane.	87
Illustration 68 – Carte de susceptibilité de transfert	88
Illustration 69 – Médiane des centiles 90 des concentrations en nitrate en fonction des classes de l'IDPR 2016/2017	88
Illustration 70 – Tableau de passage de la pression approchée à la pression significative	89
Illustration 71 - Carte de la pression approchée et carte de la pression significative pour les 652 unités de travail.....	90
Illustration 72 - Statistiques des concentrations en nitrate par type de pression significative et pression approchée (moyenne glissante sur 5 ans).....	91
Illustration 73 - Carte de la pression significative pour les 1382 unités de travail.....	92

Illustration 74 : Carte de la pression significative pour les 1382 unités de travail et des concentrations maximum en nitrate (2015) 93

Illustration 75 – Carte de la pression brute (moyenne glissante sur 5 ans) significative pour 201394

Liste des annexes

Annexe 1 Analyse de la pression nitrate 105

Annexe 2 Infiltration de l'eau 115

1. Cadre de l'étude

1.1. CONTEXTE

Dans la perspective de la révision de l'état des lieux des districts hydrographiques en 2013, l'ONEMA a proposé un certain nombre de guides méthodologiques. Parmi ces guides, la méthode d'évaluation des pressions et des impacts potentiels par le nitrate sur les eaux souterraines proposée en 2012 est une méthode très simplifiée basée sur le surplus azoté estimé par le modèle NOPOLU couplé avec un indicateur de transfert pour calculer des flux en nitrate vers les eaux souterraines (ONEMA, 2012 ; Pinson et al., 2012). Cette méthode contient un certain nombre de limites. Elle ne tient notamment pas compte des processus de dénitrification, des temps de transfert, des caractéristiques de la zone non saturée et de la zone saturée, des particularités hydrogéologiques et pédologiques, des mélanges d'eau de différents aquifères et de l'influence des eaux de surface.

Il s'est avéré ainsi nécessaire d'améliorer la méthodologie d'estimation pression/impact pour les eaux souterraines pour le nitrate. En préalable à ce travail, une revue des méthodes existantes qui pourraient être utilisées en partie ou en intégralité pour permettre d'établir un lien entre la pression et l'impact sur les eaux souterraines a été réalisée en 2013 (Gourcy et al., 2014).

1.2. RAPPEL DES TRAVAUX AU TITRE DE LA CONVENTION 2013-2015

L'objectif de la revue bibliographique sur le nitrate réalisée en 2013 était d'évaluer les méthodes existantes, les apports des méthodes utilisées à une échelle locale (parcelle, AAC, aquifère) ou régionale, les données nécessaires à la mise en œuvre des méthodes pour poser les bases d'une méthode nationale d'évaluation des liens entre les pressions et les impacts à l'échelle du territoire qui sera développée en 2014-2015 et proposée pour le prochain exercice de l'état des lieux en 2019.

Pour le nitrate, les méthodes recensées (Gourcy et al., 2014) ont été regroupées en 4 familles i) les méthodes de modélisation couplée du transfert de nitrate (1D dans la zone non saturée et 2D au sein de l'aquifère), ii) les méthodes basées sur les études de vulnérabilités et le risque de transfert de polluants vers les eaux souterraines, iii) les méthodes semi-empiriques basées sur la définition d'unités de travail adéquates pour l'analyse des pressions et caractérisation hydrogéologique et iv) les méthodes empiriques ou statistiques visant à définir une corrélation entre une pression et la qualité des eaux souterraines en testant plusieurs paramètres spatialisés.

Au vu des méthodes analysées et des discussions lors des groupes nationaux de travail sur les pressions et impacts, il est proposé de développer une méthode basée sur une approche qualitative proche de l'approche « analyse de risques » décrite dans le document de synthèse (Gourcy et al. 2013) et permettant de donner une image nationale de la relation entre les pressions et l'impact pour le nitrate d'origine diffuse agricole. A cette approche seront ajoutées des propositions techniques permettant aux Agences de l'eau d'utiliser des données/couches de données plus précises/détaillées en fonction des connaissances à l'échelle de bassins ou plus localement.

Les travaux menés en 2014-2015 avaient pour objectif de commencer à préparer la structure centrale de la « boîte à outil » permettant l'évaluation des pressions polluantes et leurs impacts sur les eaux souterraines pour les pollutions diffuses en nitrate d'origine agricole à l'échelle nationale. La structure centrale est la méthode basée, pour le nitrate, sur une analyse de risque

comme suggéré en 2013 qui permettra d'établir une carte nationale homogène d'estimation des impacts liés à une pression de pollution diffuse nitratée. Dans un deuxième temps l'approche nationale s'enrichira de l'analyse P/I effectuée par les bassins pour l'état des lieux 2013 et des travaux / études régionales afin de proposer, à chaque étape du déroulé de l'approche nationale une ou des méthodes permettant une analyse plus précise et nécessitant des connaissances ou des données plus nombreuses et spécifiques au contexte hydrogéologique / climatique.

Pour les pressions en nitrate, les travaux effectués en 2015 étaient orientés vers l'examen des premières pistes de travail qui sont i) l'analyse des facteurs à prendre en compte dans l'étude de risque de transfert (vulnérabilité, qualité des sols, variabilités lithologiques), ii) l'analyse des facteurs d'atténuation (dénitrification, dilution), iii) l'analyse des paramètres nécessaires à la validation de la méthode (unité spatiale adaptée pour ce travail, variabilité de la qualité des eaux souterraines à l'échelle de la MESO,...).

1.3. RAPPEL DES EXIGENCES DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

L'analyse des impacts des activités humaines sur l'état des eaux comporte (2° du I de l'article R. 212-3 du code de l'environnement) :

- Une description des types et de l'ampleur des pressions présentes dans le bassin ;
- Une évaluation de l'incidence de ces pressions sur l'état des masses d'eau ;
- La prise en compte d'un scénario tendanciel d'évolution des pressions (dont l'évolution prévisible de la demande en eau et de la ressource disponible et de la répartition de cette ressource entre les utilisateurs) ;
- L'identification des masses d'eau qui risquent de ne pas atteindre les objectifs environnementaux (RNAOE) d'ici 2021.

L'analyse des pressions et des impacts obéit à trois grandes finalités complémentaires (guide pour la mise à jour de l'état des lieux, 2012) :

- informer sur les types de pollutions et de détériorations présents dans le bassin, leurs sources, leurs quantités, leur évolution dans le temps, ainsi que leurs effets sur les milieux ;
- alimenter l'analyse du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2021 et, plus largement, être utile à l'élaboration du SDAGE et du programme de mesures suivants ainsi qu'à l'ajustement du programme de surveillance ;
- répondre aux exigences du rapportage communautaire.

1.4. BASES DE LA PROPOSITION METHODOLOGIQUE

Il est essentiel de définir précisément ce qu'est une pression significative pour les eaux souterraines dans le cas des pollutions diffuses – nitrate. Le guide du rapportage sur la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (Maniglier et al., 2013) indique que les pressions « significatives » sont :

- les pressions causes du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) ;

- les pressions s'exerçant sur les masses d'eau en mauvais état actuel (dans ces deux premiers cas, ces pressions ont un impact sur les masses d'eau) ;
- les pressions importantes en fonction des seuils déjà utilisés pour les états des lieux.

Pour chaque pression significative identifiée les bassins doivent mettre en place des programmes de mesures. Il est donc essentiel d'identifier la pression à l'origine de l'état des eaux souterraines et donc le lien entre une pression et l'impact qu'elle engendre sur le milieu.

Le RNAOE est avéré lorsque l'on a une non-atteinte du bon état chimique et non inversion des tendances à la hausse significatives et durables. Pour cela il est nécessaire de confronter les tendances significatives et durables des concentrations en nitrate à la valeur de concentration mesurée par rapport à un point de départ d'inversion de tendance.

Il est donc nécessaire de mener en parallèle une analyse aux points d'eau (concentration, tendance et représentativité des points d'eau) et une analyse des pressions (représentativité des pressions à la MESO, analyse des tendances d'évolution des pressions). Une pression sera donc considérée comme significative si on a un impact sur les eaux souterraines (teneurs en nitrate élevées) et/ou si on note une augmentation de la concentration en nitrate.

Pour les eaux souterraines il est délicat de définir un seuil de pression à partir duquel la pression est considérée comme significative du fait des divers processus pouvant entraîner, ou pas, une diminution ou un retard des concentrations entre les sols et la nappe (dénitrication, dilution, transfert/stockage en zone non saturée). De plus, une partie plus ou moins importante des concentrations en nitrate mesurées à un point d'eau ne provient pas directement des pressions situées au-dessus de ce point d'eau mais de pressions localisées en amont hydraulique (Illustration 1).

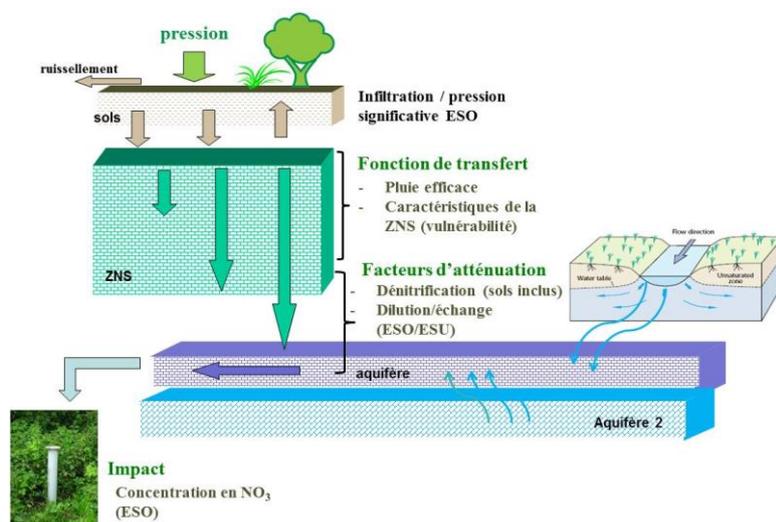


Illustration 1 : schéma représentant les étapes de l'analyse P/I aux pollutions diffuses nitrées pour les eaux souterraines

Ainsi la méthode pression - impact sur les eaux souterraines pour le nitrate d'origine agricole doit tenir compte de divers facteurs :

- l'unité de travail (afin de considérer toutes les pressions arrivant à un ensemble de points d'eau et de permettre l'estimation de l'étendue géographique de la pression « significative » sur la masse d'eau ;
- la part de la pression exercée qui peut rejoindre la nappe. En effet, le polluant est entraîné vers les eaux souterraines avec le flux d'eau. Par exemple, en absence de recharge le polluant n'atteindra pas la nappe et la pression ne peut donc pas être considérée comme « significative » pour les eaux souterraines. La part d'eau (et son polluant associé) susceptible de rejoindre la nappe est donc un facteur important à prendre en compte.
- le délai entre la pression exercée et l'impact relevé sur les eaux souterraines. Ceci est d'autant plus important que les temps de transfert sont élevés et qu'il peut donc y avoir une forte différence entre la pression et l'état de la nappe. Par exemple, lorsque des mesures ont été mises en place depuis 5 ans sur un secteur où l'âge apparent des eaux est d'une vingtaine d'année (Illustration 2), la pression analysée aujourd'hui pourrait ne pas avoir d'impact alors que la qualité des eaux est fortement dégradée (Illustration 2)

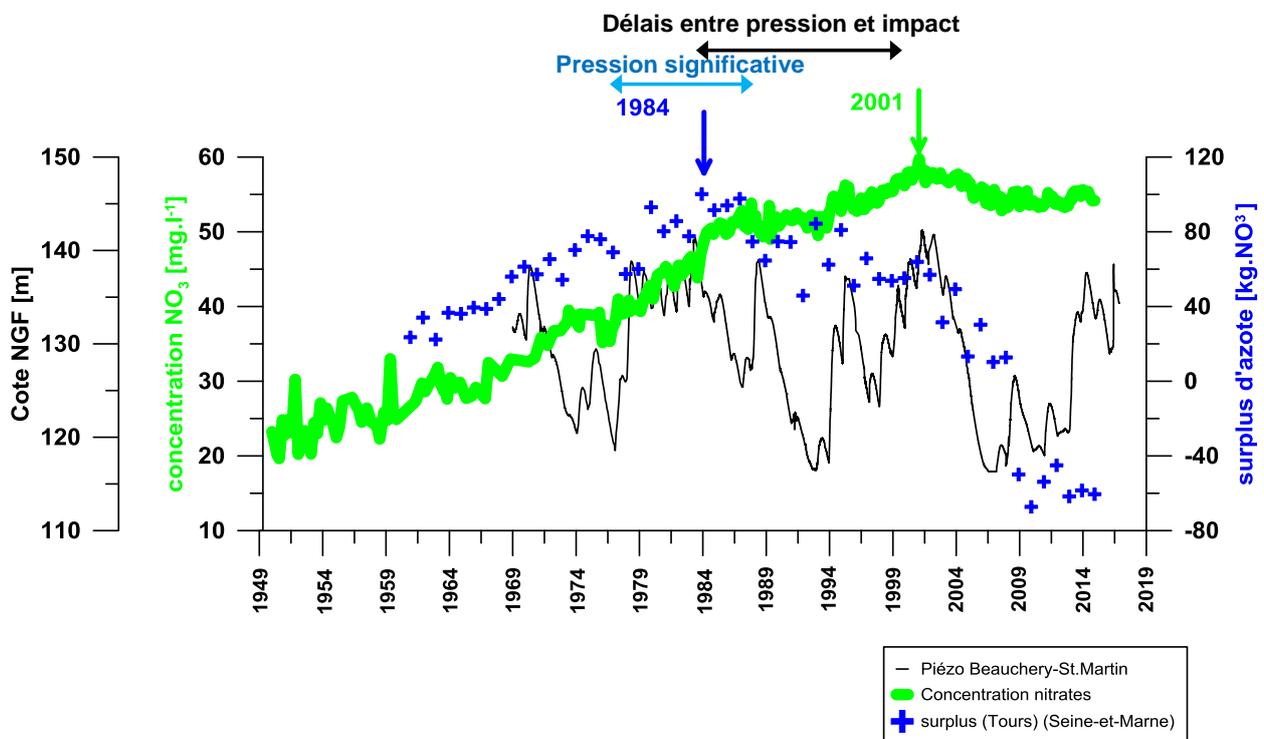


Illustration 2 : Evolution de la pression agricole (surplus en kg N/ha/an, données Université de Tours) et des concentrations en nitrate de la nappe et évolution du niveau piézométrique

- les processus menant à une diminution naturelle des concentrations en nitrate à la nappe. Ces processus, comme la dénitrification et la dilution, font que certaines pressions, a priori fortes, peuvent ne pas entraîner une dégradation significative de la qualité des eaux souterraines

La méthode développée tient compte de l'ensemble de ces facteurs. D'autre part elle s'appuie sur les données historiques de pression en azote calculées par l'Université de Tours à l'aide du modèle Cassis-N.

1.5. ETAPES NECESSAIRES A LA REALISATION DE L'ANALYSE PRESSION - IMPACT

Pour pouvoir répondre aux questions posées, il est nécessaire de :

- Déterminer la part de la pression qui arrive à la nappe (quelle est l'infiltration de l'eau et des solutés associés) – Ceci sera discuté au chapitre 7.
- Estimer la pression susceptible de générer un impact. Pour cela il faut déterminer le temps de transfert de l'eau et soluté associé afin de pouvoir resituer dans le temps la pression qui a engendré la dégradation des eaux souterraines. Cette étape est indispensable dans certains contextes où la pression qui est responsable de la concentration élevée en nitrate à un point d'eau peut être ancienne, les temps de transfert ou temps de résidence des eaux souterraines pouvant aller de 1 à plusieurs dizaines d'années. Le travail d'estimation du décalage entre la pression et l'arrivée du nitrate à la nappe est discuté au chapitre 5.
- Définir la pression « significative » et valider cette information en comparant avec les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines (état). L'estimation de la pression « significative » est réalisée au chapitre 7.
- Localiser les secteurs à dénitrification et/ou dilution probable (chapitre 5).

Avant toute chose il s'est avéré indispensable de définir l'échelle de travail, l'étendue des masses d'eau pouvant, dans de nombreux cas, être trop importante pour une analyse fine des relations pression-impact. Il est précisé dans les guides d'estimation pression-impact que seule la première masse d'eau rencontrée sera prise en compte (chapitre 2). Pour les eaux souterraines, l'analyse s'intéresse donc uniquement aux masses d'eau de niveau 1.

Ensuite une typologie d'aquifère prenant en compte les paramètres nécessaires à l'analyse pression-impact (temps de transfert/flux principalement) a été proposée. En effet, il existe une grande disparité de comportement des aquifères vis-à-vis de l'infiltration de l'eau et de solutés associés. Par exemple, en systèmes karstiques, les vitesses d'infiltration peuvent être très rapides même pour des épaisseurs de « zone non saturée » importantes. Les caractéristiques intrinsèques du milieu (roche) sont très variables et conditionnent ces modes de transport. Ainsi une première étape du travail consistera à proposer une typologie du comportement des aquifères vis-à-vis du transfert des contaminants (chapitre 3).

La pression que l'on peut appeler pression « brute » correspond au flux sous-racinaire de nitrate (ou surplus azoté). C'est le nitrate qui est disponible soit pour s'infiltrer soit ruisseler. L'estimation de cette pression n'entre pas dans le cadre de la présente étude. Pour des raisons pratiques discutées plus loin la pression brute utilisée dans cette étude est celle fournie par l'Université de Tours (Cassis_N).

Dans cette étude, diverses pressions sont discutées :

- Pression brute : surplus azoté – flux sous-racinaire de nitrate susceptible de ruisseler ou de s'infiltrer ;

- Pression recalée : pression brute considérant le décalage dans le temps entre pression et impact ;
- Pression approchée : pression recalée nuancée à l'échelle des unités de travail par le % de forêts et de zones urbaines ;
- Pression significative : pression approchée impactant les eaux souterraines en prenant compte la susceptibilité de transfert de l'eau et NO₃ associé ;

Le schéma de réalisation de l'analyse pression-impact est synthétisé sur l'illustration 3.

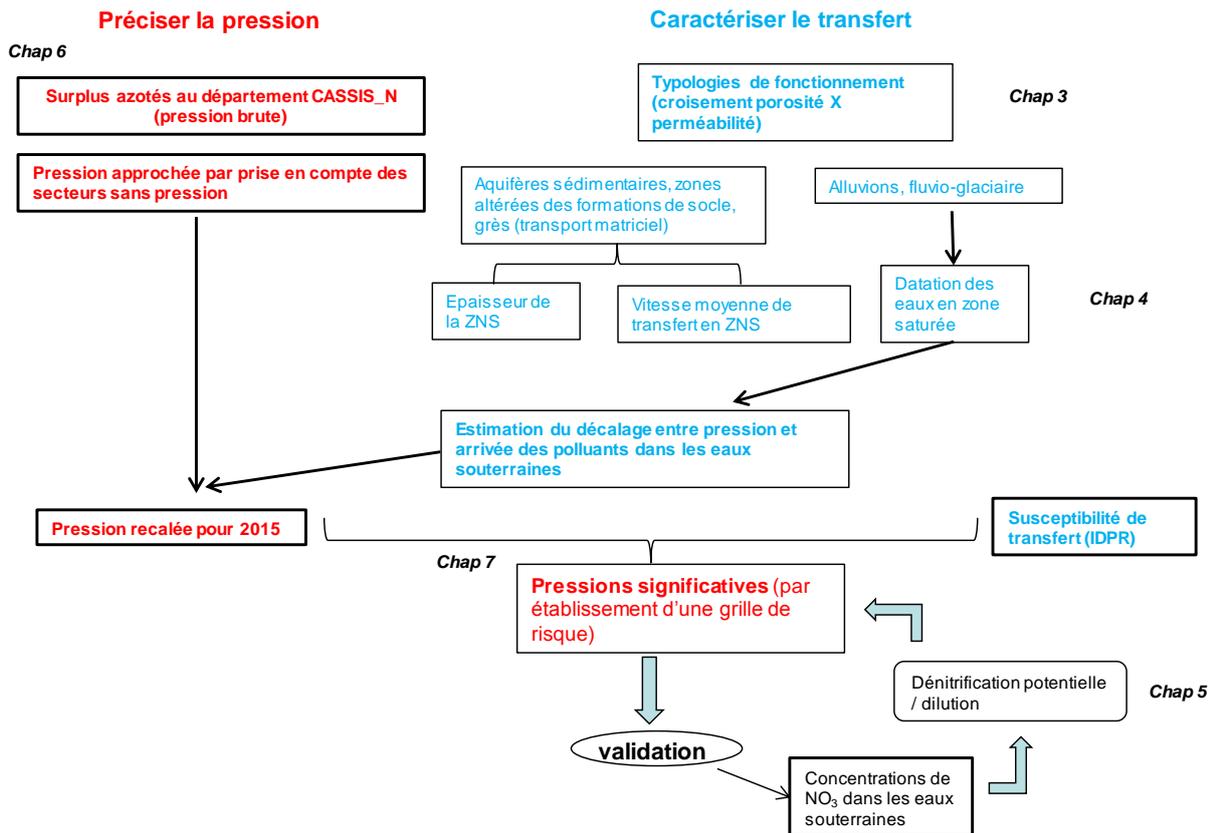


Illustration 3 : Résumé des étapes de réalisation de l'analyse pression-impact du nitrate d'origine diffuse agricole sur les eaux souterraines réalisé à l'échelle d'unités de travail

2. Trouver une échelle de travail adéquate : définition de l'unité de travail

2.1. CONTEXTE

Lors des études P/I effectuées à diverses échelles lors de la révision de l'état des lieux en 2013, de la préparation de programmes de mesures ou d'autres analyses effectuées à l'échelle de la masse d'eau, il est apparu que, le plus souvent, l'étendue et l'hétérogénéité de ces entités rendent les informations acquises à cette échelle peu pertinentes. Ainsi il est nécessaire de trouver une échelle de travail adéquate à la fois pour la caractérisation des pressions et les travaux sur l'impact. Un croisement entre le référentiel européen, la masse d'eau, et le référentiel hydrogéologique BDLISA, aboutit à une échelle de travail minimum qu'il conviendra ensuite d'extrapoler à la masse d'eau, unité de référence pour le rapportage DCE.

Lors de la réalisation des cartes de P/I nitrate pour l'état des lieux 2013 (Pinson et al., 2012) l'unité de travail utilisée était celle des unités fonctionnelles (UF). Ces UF sont des unités d'agrégation d'indicateurs spatiaux comme l'IDPR, la vulnérabilité, les pluies efficaces, ... Ces unités fonctionnelles se sont avérées de petites tailles et donc trop nombreuses par masse d'eau. Ceci est également le cas pour les aires d'alimentation de captage qui, de plus, ne couvrent pas l'ensemble des masses d'eau car elles sont liées à la présence de captages.

Les bassins versants (BV) souterrains seraient une base de travail idéale car basée sur les caractéristiques hydrogéologiques des aquifères. Il serait nécessaire ensuite de redécouper ces BV souterrains selon l'unité spatiale de travail des pressions. Toutefois, des problèmes se posent à l'utilisation de bassins versants souterrains comme les changements de délimitation des contours des bassins versants en hautes eaux et basses eaux, la disponibilité des données (existence et densité des piézomètres et hauteurs d'eau).

Un découpage suivant le référentiel hydrogéologique a semblé une solution idéale du point de vue comportement hydrogéologique. Toutefois, des études récentes (Auterives et al. 2013) ont montré que l'utilisation de BDLISA niveau 3 (niveau local, le plus détaillé de BDLISA) pouvait ne pas être suffisante. C'est notamment le cas lorsque les entités hydrogéologiques sont de taille similaire ou supérieure à celle des masses d'eau.

Pour des raisons pragmatiques et réalistes, il est proposé, pour l'étude nationale P/I, d'utiliser comme unité de travail initiale pour les aspects impacts (ou état) les entités BDLISA niveau 3. Lorsque nécessaire, l'utilisation des BV souterrains définis à l'aide des cartes piézométriques et/ou l'utilisation de l'information sur la variabilité hydrogéologique définie par traitement géostatistique des fluctuations piézométriques (Lopez et al., 2012), l'individualisation de secteurs à karstification pourront s'avérer nécessaires. La zone captive d'une entité devra être considérée comme une unité de travail à part entière.

Toutefois, la masse d'eau reste l'élément intégrateur et l'échelle de restitution des résultats de l'étude. Du fait d'un regard sur les aquifères les plus vulnérables, seules les masses d'eau de niveau 1 sont considérées dans cette étude.

Il faut noter que l'adéquation des contours des masses d'eau et des entités BDLISA ne fait pas partie de cette étude.

2.2. ANALYSE DE L'UNITE DE TRAVAIL A L'ECHELLE DE LA FRANCE METROPOLITAINE

Pour mener cette réflexion méthodologique sur une nouvelle sectorisation des masses d'eau, des premiers tests de découpage des masses d'eau à partir des entités BDLISA de niveau 3 ont été élaborés.

Le découpage repose sur une simple intersection entre les masses d'eau souterraine de niveau 1 (578 MESO) avec les entités de la BDLISA V0 niveau 3 représentant 4487 polygones. Les masses d'eau alluviales, à l'exception de la masse d'eau FRCG001 « Pliocène de Haguenau et nappe d'Alsace », ont été découpées en prenant les entités complémentaires de la BDLISA. La masse d'eau alluviale FRCG001 a été découpée par la BDLISA car cette nappe est totalement intégrée à BDLISA au contraire des autres alluvions.

L'intersection entre les limites des MESO et les limites des entités BDLISA a généré la création de 62716 polygones. De nombreux polygones sont de très petites tailles d'artéfacts dus principalement à des superpositions non conformes et à la différence de précision entre les deux référentiels. Une série de traitements a été réalisée pour agréger ces petites unités à d'autres plus importantes selon un critère de pourcentage de surface calculé par rapport à la taille de la masse d'eau. Ainsi les polygones représentant moins de 0,2 % de la surface de la masse d'eau (soit 54202 polygones) ont été fusionnés.

L'ensemble des traitements SIG a permis d'aboutir à la création de 3661 polygones appelés ici « unités de travail » (Illustration 4).

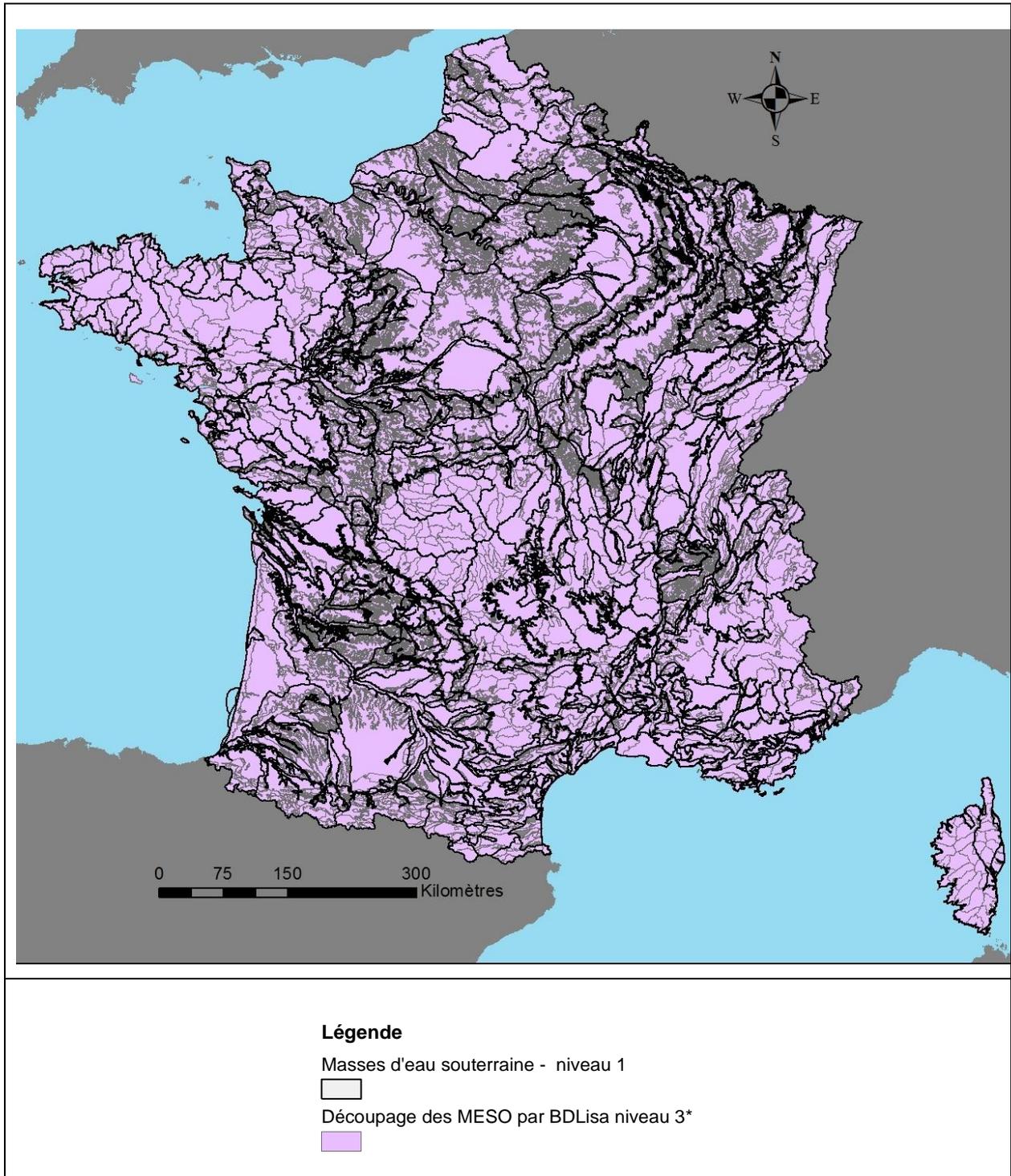


Illustration 4 : Résultat du croisement des masses d'eau et de la BDLISA niveau 3 et la BDLISA complémentaire pour les masses d'eau alluviales.

2.3. ANALYSE GLOBALE DES RESULTATS DU DECOUPAGE

La répartition du nombre d'unités de travail par masses d'eau est hétérogène sur l'ensemble de la zone d'étude comme le montre l'illustration 5, avec une moyenne qui se situe autour de 6 unités par masse d'eau et des variations comprises entre 1 et 56 unités pour l'ensemble des masses d'eau.

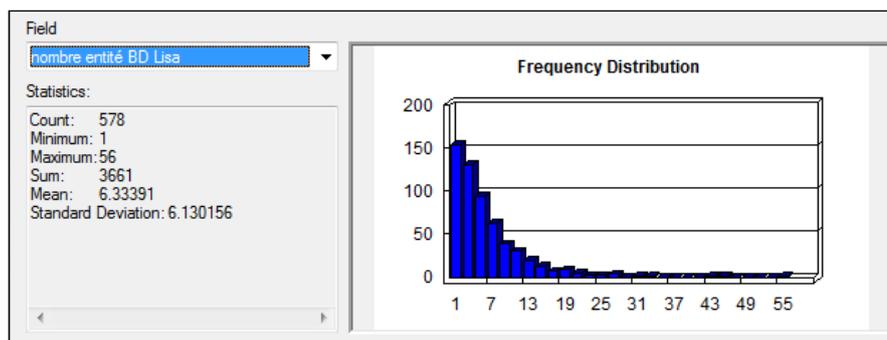


Illustration 5 : Statistiques et distribution du nombre d'entités BDLISA niveau 3 par masse d'eau

La cartographie du nombre d'unité de travail par masse d'eau souterraine (Illustration 6) montre que, pour certaines MESO, l'intersection avec la BDLISA de niveau 3 n'aboutit à aucun découpage car il y a une cohérence relative entre l'entité BDLISA de niveau 3 et les contours de la masse d'eau (sans tenir compte des micros unités fusionnées en première étape de l'étude). La plupart de ces cas (72 sur 89 MESO) sont localisés dans le bassin Rhône Méditerranée et Corse (RMC). Cela s'explique par le fait qu'un travail a été réalisé en 2012 et 2013 dans ce bassin pour établir une adéquation entre les deux référentiels.

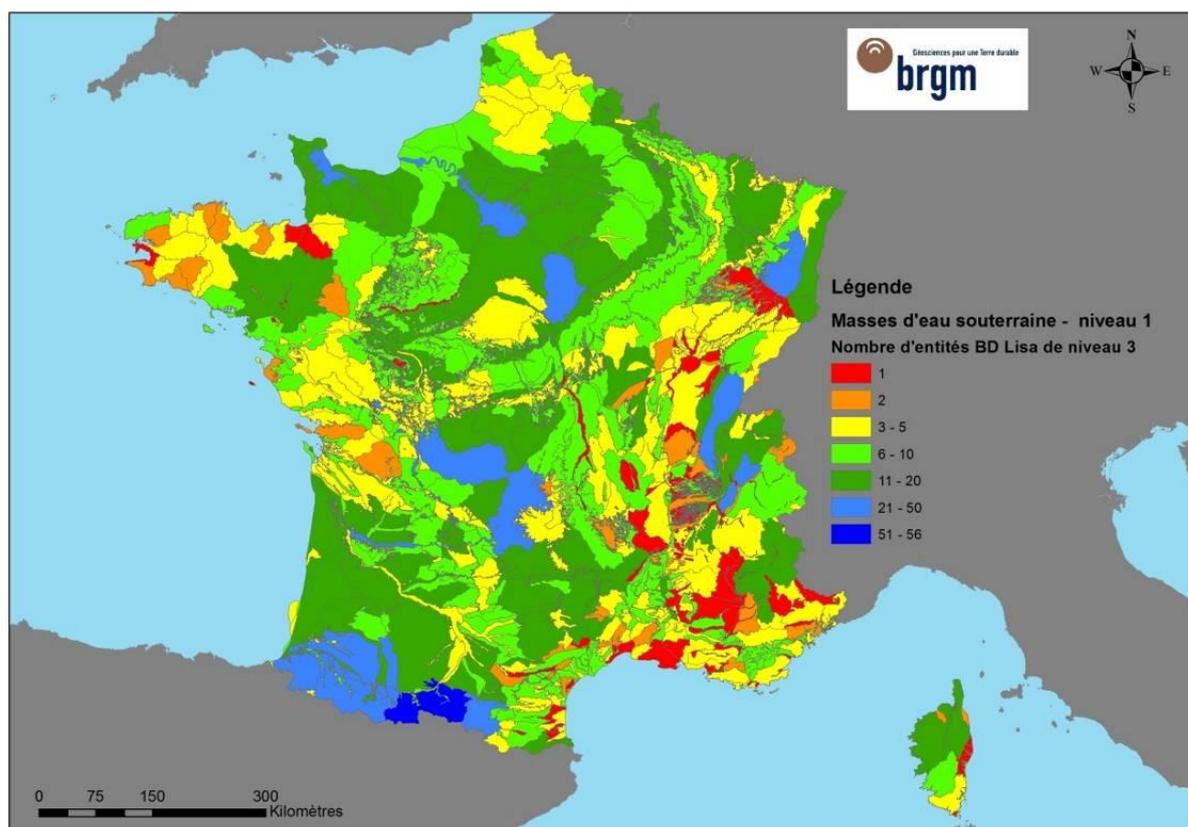
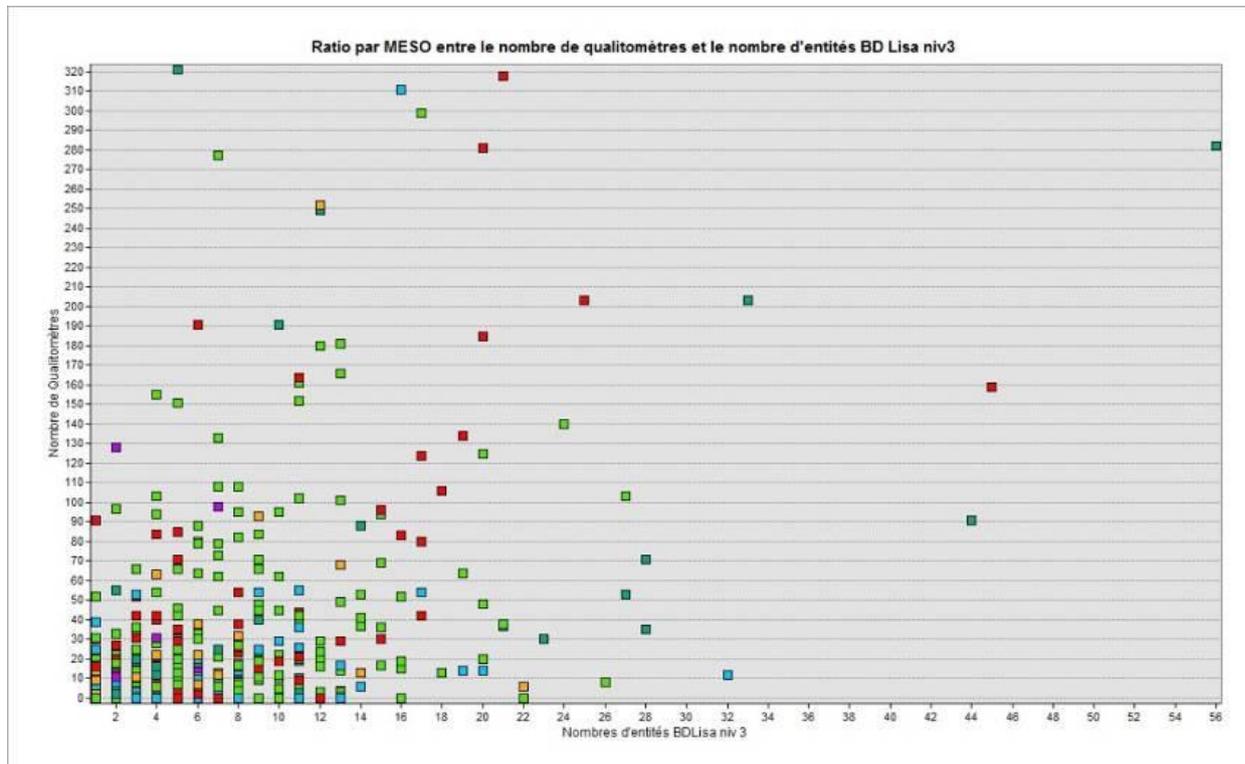


Illustration 6 : Nombre d'unités de travail dans chaque masse d'eau de niveau 1

Les masses d'eau les plus découpées se situent dans les zones de montagne (les Pyrénées, les Bauges, la Chartreuse), les zones de socle (les Vosges, bassin versant de la Vienne et Dordogne) et quelques masses d'eau en domaine sédimentaire.

Dans le cas de l'approche pression-impact, l'unité spatiale de travail doit pouvoir être reliée à l'information acquise au niveau des qualitomètres. Ainsi, la présence ou non de qualitomètres, leur densité, leur localisation sont des facteurs importants à prendre en compte pour la sectorisation. Pour chaque masse d'eau, la relation entre le nombre de qualitomètres présents tous réseaux ADES confondus et le nombre d'unités de travail a été calculé. Comme le montre l'illustration 7, le type de masse d'eau n'est pas en relation avec le nombre d'unités ni le nombre de qualitomètres associés.



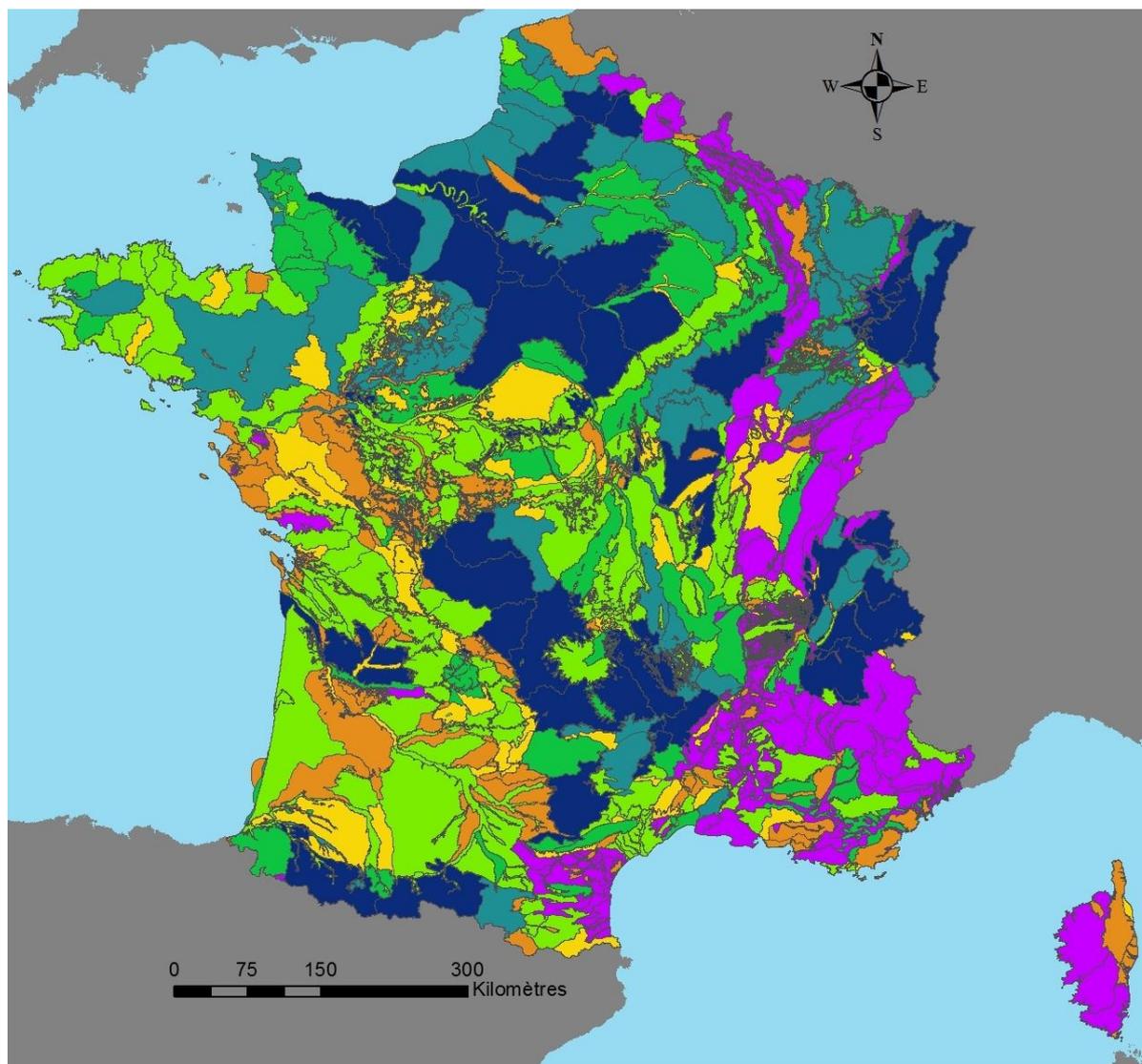
MESO - niveau 1

Type de masse d'eau

- A : Alluvial
- DS : Domaine sédimentaire
- EV : Edifice volcanique
- IL : Imperméable localement
- IP : Intensément plissé
- S : socle

Illustration 7 : Ratio par masse d'eau entre le nombre de qualitomètres et le nombre d'entités BDLISA niveau3

En parallèle une cartographie a été élaborée représentant la répartition du nombre de qualitomètres pour l'ensemble des masses d'eau (Illustration 8).



Légende

Masses d'eau souterraine - niveau 1

nombre de qualitomètres tous réseaux confondus /ADES

- pas de qualitomètre ou qualitomètre sans MESO attribuée
- 1 - 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50
- 50 - 100
- 100 - 321

Illustration 8 : Nombre de qualitomètres (tous réseaux ADES confondus) par MESO

Ce premier état des lieux a été réalisé pour les qualitomètres rattachés dans ADES à une masse d'eau. Lors de la réalisation de ce travail en 2015, l'avancement de l'action de rattachement des points d'eau aux entités BDLISA était encore peu avancée et le travail ne pouvait donc pas se faire sur la base de ce référentiel. Les unités de travail montrant un faible nombre de qualitomètres par unités de travail peuvent l'être du fait de l'absence / ou faible taux de rattachement des qualitomètres aux MESO et/ou à la faible densité de qualitomètres.

2.4. RESULTATS DE QUELQUES TESTS

Exemple 1 – Cas de masse d'eau pas ou peu découpée

MESO en domaine de socle – FRGG039- Bassin versant de Trieux – Leff

Dans la BDLISA, les entités en domaine de socle correspondent aux bassins versants de surface. Le travail de découpage des masses d'eau a permis de définir dans ce cas deux unités de travail (Illustration 9).

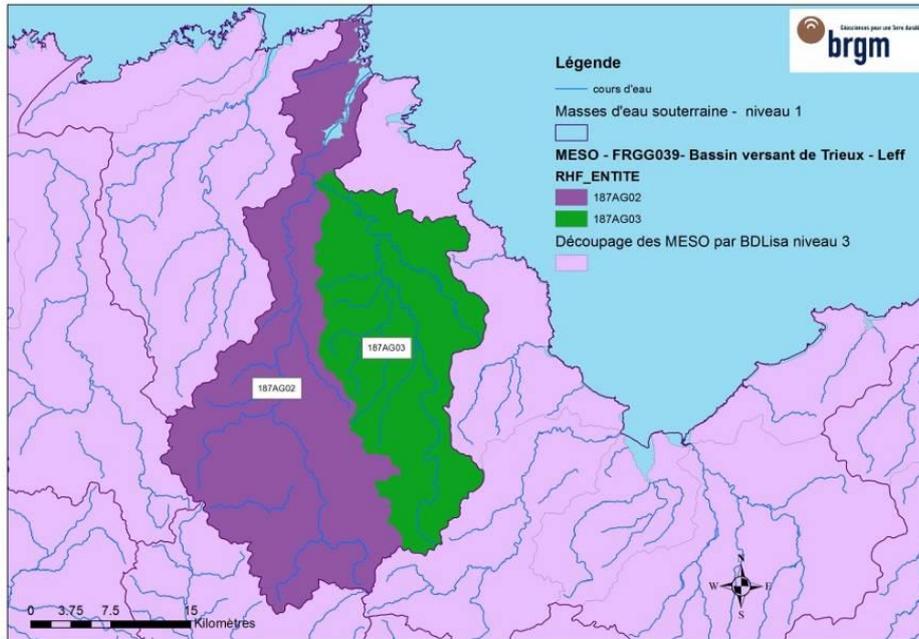


Illustration 9 : Exemple de la MESO FRGG039- Bassin versant de Trieux – Leff

Pour les masses d'eau en domaine de socle où le redécoupage entraîne la création d'un faible nombre d'unités de travail, il pourrait s'avérer nécessaire, par rapport à l'hétérogénéité hydrodynamique des nappes, de procéder à un découpage plus fin des masses d'eau. Dans ce cas les zones hydrographiques de la BD Carthage pourraient être utilisées par exemple.

Pour les masses d'eau en domaine sédimentaire, peu ou pas découpées par cette approche, une nouvelle réflexion devra être engagée si nécessaire en fonction de l'hétérogénéité des impacts observés et des pressions analysées. Cela pourrait s'appuyer par exemple sur des cartes piézométriques ou encore des études permettant d'apporter une meilleure précision sur l'hydrodynamisme comme l'étude menée en 2012 dans le bassin Seine-Normandie (Lopez et al., 2012). Dans cette étude, l'analyse du comportement hydrodynamique des aquifères a été réalisée par traitement géostatistique des fluctuations piézométriques. Sur cette base, dans l'unité des calcaires de Beauce karstifiés présentée dans l'illustration 10, un groupe de 5 piézomètres à comportement hydrodynamique cyclique saisonnier est identifié au sud-est de la zone. Ils se démarquent nettement des autres piézomètres de l'unité dont le comportement hydrodynamique est strictement pluriannuel. L'unité des calcaires de Beauce karstifiés a été découpée afin de rendre compte des deux types de comportements hydrodynamiques identifiés dans la zone.

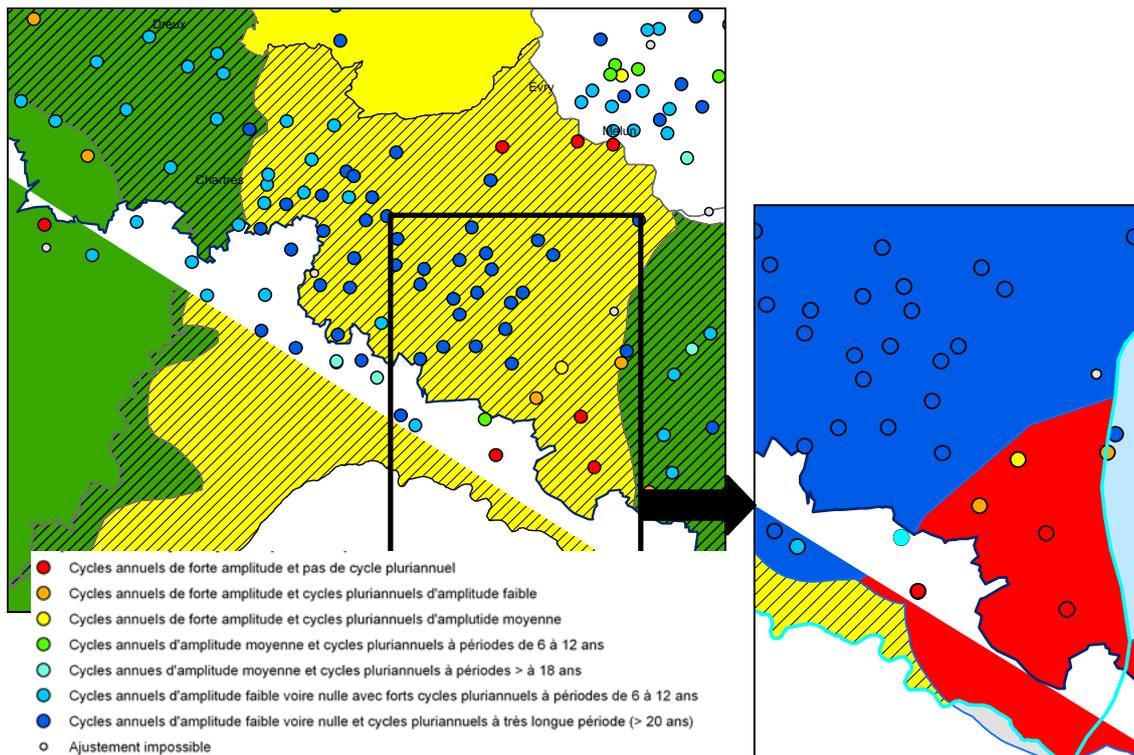


Illustration 10 : Découpage de l'unité des calcaires de Beauce karstifiés selon les comportements hydrodynamiques des piézomètres de la zone (Lopez et al., 2012)

Exemple 2 – Cas des masses d'eau alluviales

FRHG006 – Alluvions de la Bassée

Les masses d'eau alluviales ont été découpées par la BDLISA complémentaire, couche d'informations géographiques spécifiques des formations alluviales, des karsts et des terrasses anciennes dans la BDLISA. Suite à cette approche, la masse d'eau FRHG006 « les alluvions de la Bassée » est découpée en 11 unités de tailles hétérogènes comme le montre l'illustration 11.

Du fait de la construction de la BDLISA complémentaire, des vides importants ont été générés (espace blanc) lors de l'intersection. Ces vides complexifient le découpage de la masse d'eau et nécessitent une réflexion sur leur devenir et les traitements adéquats pour les besoins de découpage.

Dans le cas d'étude des alluvions de la Bassée, la limite de la masse d'eau pourra être conservée (unité blanc + rose = une unité). Dans d'autres cas il sera peut-être plus judicieux d'utiliser les couches BDLISA sous-jacente pour le re-découpage.

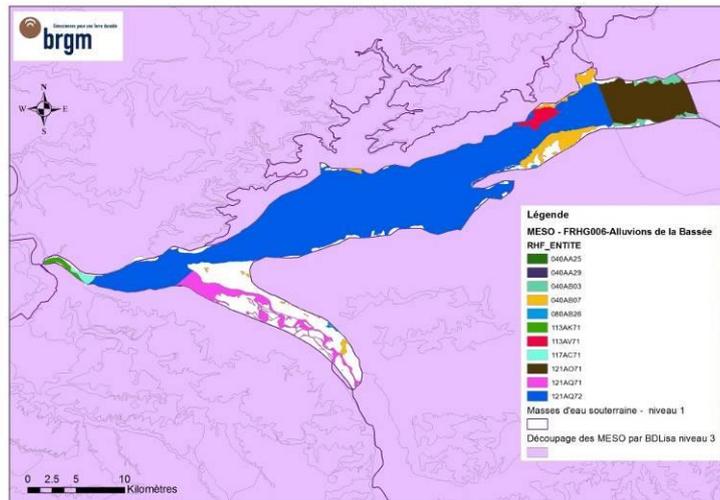


Illustration 11 : Résultat du croisement entre la MESO FRHG006, alluvions de la Bassée et les entités BDLISA complémentaires

Exemple 3 – Cas des masses d'eau « multicouches »

FRGG092 - Multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres

Les masses d'eau souterraines « multicouches » sont des masses d'eau complexes car elles regroupent différents niveaux aquifères. Dans cette sectorisation, le niveau 1 de la masse d'eau ne correspond pas au niveau relatif 1 de la BDLISA et à sa distribution verticale des différentes entités.

La masse d'eau FRGG092 est sectorisée en 17 unités différentes de tailles hétérogènes mais permettant néanmoins un découpage avec 5 ou 6 ensembles prépondérants.

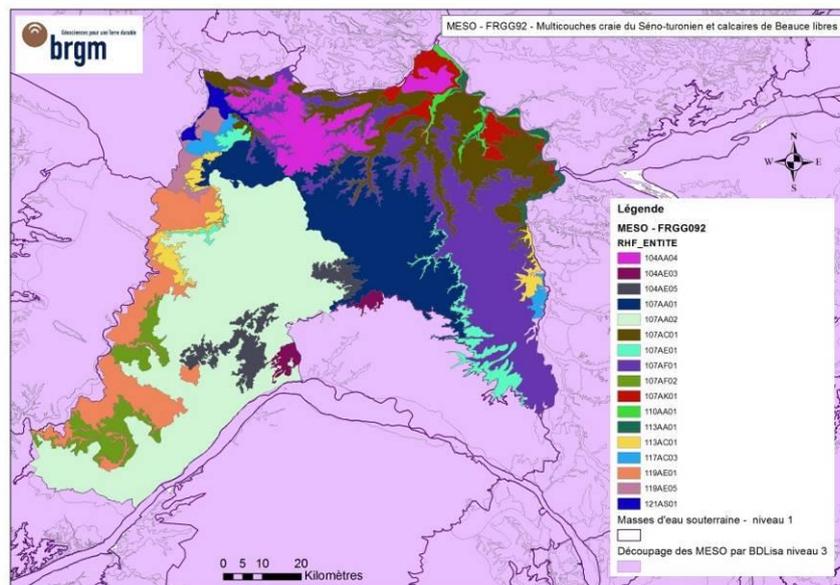


Illustration 12 : Exemple de la MESO FRGG092– Multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres

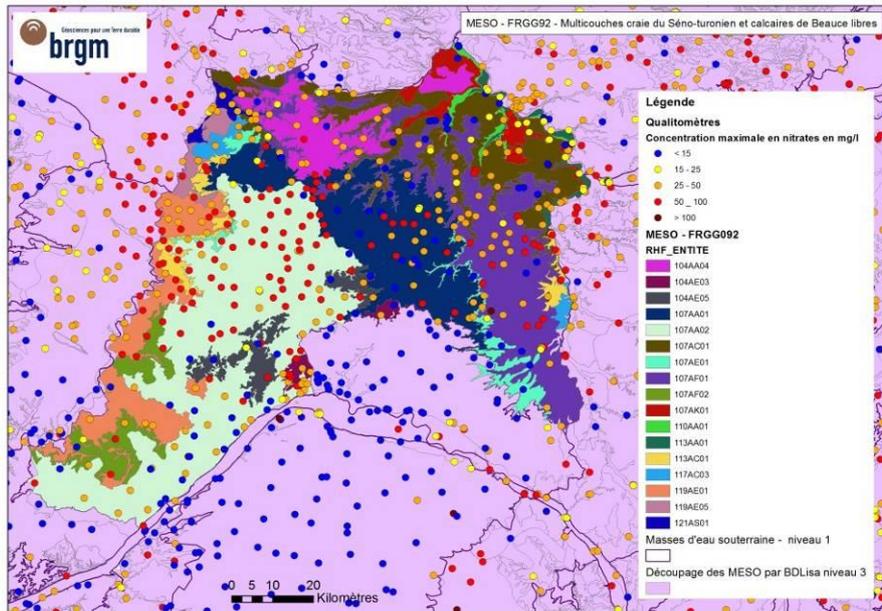


Illustration 13 : Exemple de la MESO FRGG092 – Multicouches craie du Séno-turonien et calcaires de Beauce libres / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg/l) toutes années confondues

La forte densité des qualitomètres associés à cette masse d'eau ainsi que la répartition des concentrations semblent relativement bien en adéquation avec le découpage effectué. L'aspect multicouche n'est toutefois pas considéré et ne le pourra que lorsque les points de suivi seront rattachés aux entités BDLISA de niveau 3. On pourra alors prendre en compte les autres niveaux relatifs de BDLISA.

Exemple 5 – Cas des entités hydrogéologiques disjointes regroupées dans une seule et unique masse d'eau

FRDG213 - Calcaires jurassiques des plateaux de Haute-Saône

Le découpage de cette masse d'eau composée des calcaires jurassiques apporte une différenciation qui permet de mieux appréhender les comportements avec une certaine cohérence avec les résultats des qualitomètres comme le montre l'illustration 14 et l'illustration 15.

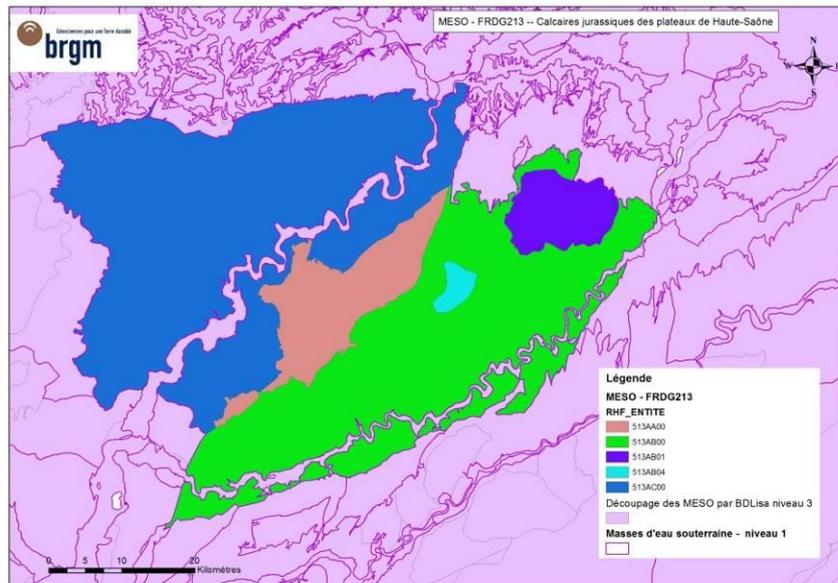


Illustration 14 : Exemple de la MESO FRDG213 - Calcaires jurassiques des plateaux de Haute-Saône

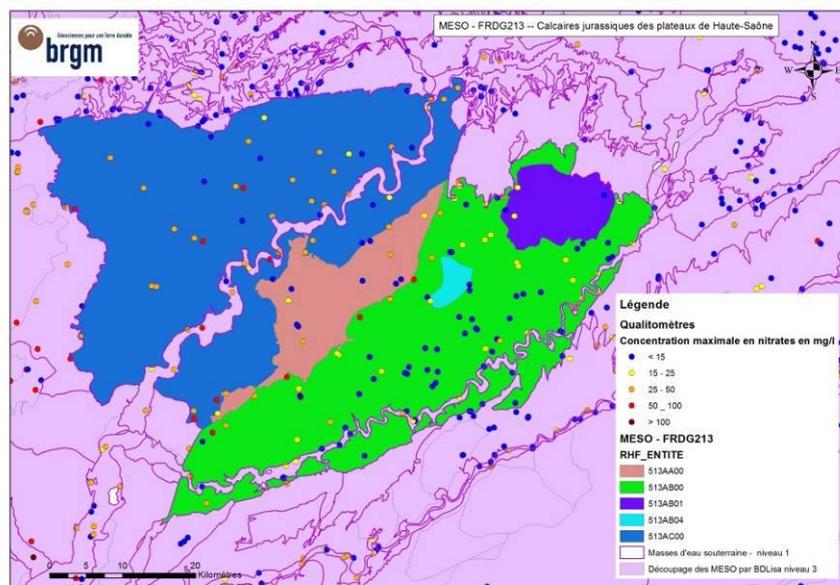


Illustration 15 : Exemple de la FRDG213 - Calcaires jurassiques des plateaux de Haute-Saône / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg/l) toutes années confondues

Ainsi, on distingue sur cette masse d'eau :

- des concentrations maximales en nitrate plus élevées associées à l'entité 513AC00 (bleu foncé) ;
- un passage à de faibles concentrations au niveau de l'entité 513AA00 (marron)
- une entité (513AB00) avec un impact plus faible (en vert)
- et des effets de bordures entre les deux entités 513AA00 (marron) et l'entité 513AB00 (verte) avec des concentrations plus élevées.

Exemple 6 – Cas des masses d'eau très découpées

MESO - FRFG049 - Terrains plissés du BV Garonne secteur hydro o0

Dans le cas des zones de montagnes, comme montré plus haut (Illustration 8), l'exercice de redécoupage des masses d'eau en utilisant le référentiel BDLISA niv3 entraine la création d'un très grand nombre d'unités de travail de dimensions variables. Par exemple, pour la masse d'eau FRFG049 le travail effectué a permis la création de 56 unités (Illustration 16).

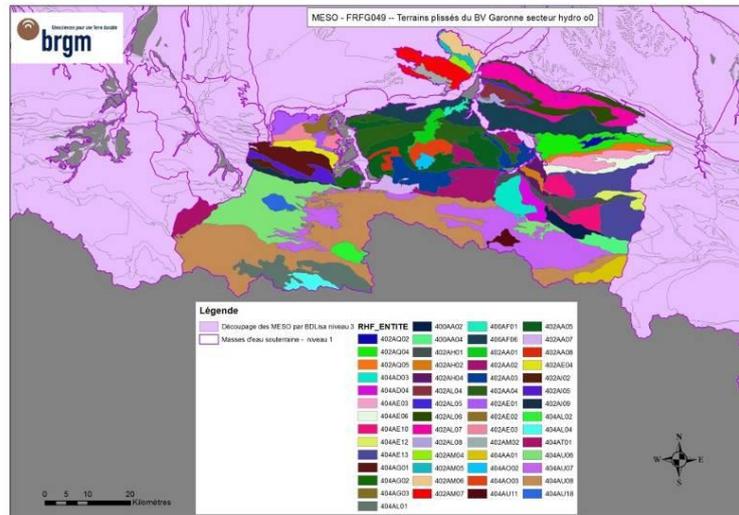


Illustration 16 : Exemple de la MESO FRFG049 - Terrains plissés du BV Garonne secteur hydro o0

Les résultats des qualitomètres montrent des concentrations maximales en nitrate inférieures à 15 mg.l⁻¹ sur l'ensemble de la masse d'eau. Ces éléments, de même que les connaissances sur les pressions, valident le fait qu'un redécoupage de cette masse d'eau n'est pas nécessaire.

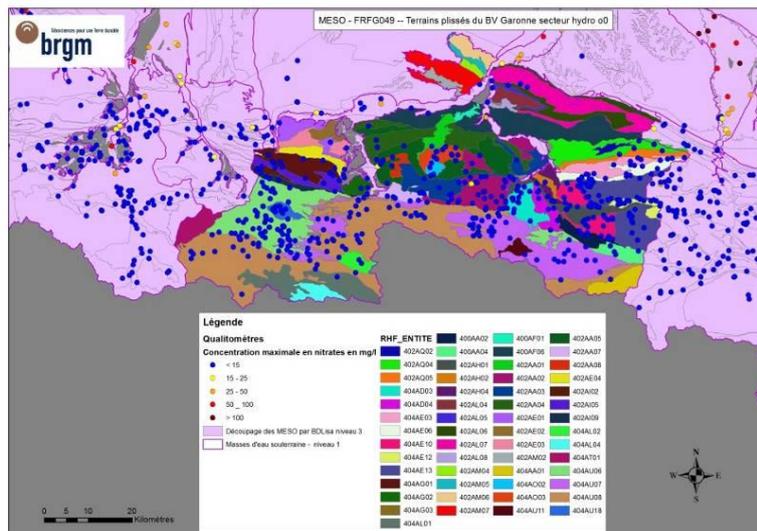


Illustration 17 : Exemple de la MESO FRFG049 - Terrains plissés du BV Garonne secteur hydro o0 / Qualitomètres avec la concentration maximale en nitrate (mg.l⁻¹) toutes années confondues

Ceci sera probablement le cas pour d'autres masses d'eau de régions montagneuses, peu d'aquifères et avec de faibles pressions. Cet exemple illustre bien qu'il sera nécessaire d'analyser la cohérence et l'utilité de ces unités spatiales de travail masse d'eau par masse d'eau. Ce travail sera réalisé sur l'ensemble de la Métropole lors de la validation de la méthode. Les travaux des chapitres suivants, sauf indication contraire, sont réalisés à l'échelle des unités de travail telles que définies dans le présent chapitre.

3. Caractériser les typologies de fonctionnement des aquifères

3.1. CONTEXTE

Le mode de transfert des contaminants (dans le cas présent, le nitrate) des sols vers les eaux souterraines et au travers de la zone saturée est la clef de l'estimation des liens entre pression et impact. Les caractéristiques intrinsèques du milieu (roche) sont très variables et conditionnent ces modes/voies de transfert. Ainsi, adapter certaines étapes de la méthode P/I aux différentes typologies semble nécessaire.

On peut considérer 3 grands types de comportement hydrodynamique des niveaux d'eau souterraine ; i) une évolution pluriannuelle régulée du niveau piézométrique, ii) une évolution saisonnière marquée et iii) une évolution hiératique où des hausses rapides de niveaux sont liées directement à des épisodes pluvieux importants. Ces trois comportements présentent des nuances qui pourront permettre de déterminer des « types » de comportement (systèmes à forte inertie avec ou sans variations saisonnières marquées par exemple). Ces comportements « types » peuvent être associés grossièrement à des lithologies (« grands » aquifères sédimentaires de simple porosité, aquifères fracturés/fissurés et alluvions ou aquifères de faible extension).

3.2. LES PARAMETRES

La typologie de fonctionnement hydrodynamique des unités de travail peut s'appuyer sur la ou les combinaisons entre différents paramètres quantitatifs et/ou qualitatifs susceptibles d'aider à cette caractérisation à l'échelle du territoire métropolitain. Les paramètres identifiés comme utilisables pour cette étude sont : la perméabilité, la porosité, la lithologie, l'épaisseur de la zone non saturée, le comportement des aquifères (variogrammes). Les bases de données exploitées pour récupérer ces paramètres sont : la BDLISA pour la perméabilité et la porosité ; la carte géologique au 1/ 1 000 000 pour la lithologie dominante.

3.2.1. La perméabilité

La perméabilité est un paramètre hydrodynamique important qui permet de caractériser les écoulements et le transport des polluants au sein des aquifères. A l'échelle de la zone d'étude, seul le référentiel BDLISA permet une couverture du territoire en termes d'appréciation de la perméabilité et de la porosité notamment au niveau local (niveau 3), niveau le plus précis de la BDLISA. C'est les caractéristiques du niveau à l'affleurement qui ont été prises en compte.

Les définitions de la perméabilité, présentées dans l'illustration 18, sont issues du lexique simplifié de la BDLISA. Les trois codes associés sont utilisés en niveau 3 : perméable (code 5), semi-perméable (code 6) et imperméable (code 7).

Code	Mnémonique	Libellé	Définition
5	UA	Unité aquifère	L'unité aquifère (incluant donc la nappe et la zone non saturée) est un système physique élémentaire présentant des conditions hydrodynamiques homogènes, suffisamment conductrice pour permettre la circulation de l'eau souterraine. Une unité aquifère est une entité hydrogéologique de niveau local présentant une perméabilité moyenne réputée supérieure à 10^{-6} m/s présentant des ressources en eau suffisante pour être exploitée. L'unité aquifère est une entité de niveau 3 et elle correspond à la description la plus fine des entités hydrogéologiques pour le référentiel national. Ce concept résulte du découpage des domaines hydrogéologiques et des systèmes aquifères (éventuellement directement des grands domaines et des grands systèmes aquifères).
6	USP	Unité semi-perméable	Une unité semi-perméable est une entité hydrogéologique de niveau local présentant une perméabilité moyenne réputée comprise entre 10^{-9} m/s et 10^{-6} m/s et/ou présentant des ressources en eau mais de productivité insuffisante pour être exploitées. L'unité semi-perméable est une entité de niveau 3 et elle correspond à la description la plus fine des entités hydrogéologiques pour le référentiel national. Ce concept résulte du découpage des domaines hydrogéologique et des systèmes aquifères (éventuellement directement des grands domaines et des grands systèmes aquifères).
7	UI	Unité imperméable	L'unité imperméable est un système physique élémentaire présentant des faibles circulations d'eau. Une unité imperméable est une entité hydrogéologique présentant une perméabilité moyenne réputée inférieure à 10^{-9} m/s. L'unité imperméable est une entité de niveau 3 et elle correspond à la description la plus fine des entités hydrogéologiques pour le référentiel national. Ce concept résulte du découpage des domaines hydrogéologiques et des systèmes aquifères (éventuellement directement des grands domaines et des grands systèmes aquifères).
X	Sans objet	Sans objet	

Illustration 18 : Définitions de la perméabilité selon le lexique de la BDLISA

Ces codes de perméabilité ont été appliqués sur les unités de travail préalablement définies sur l'ensemble du territoire. Les résultats sont présentés en Illustration 19.

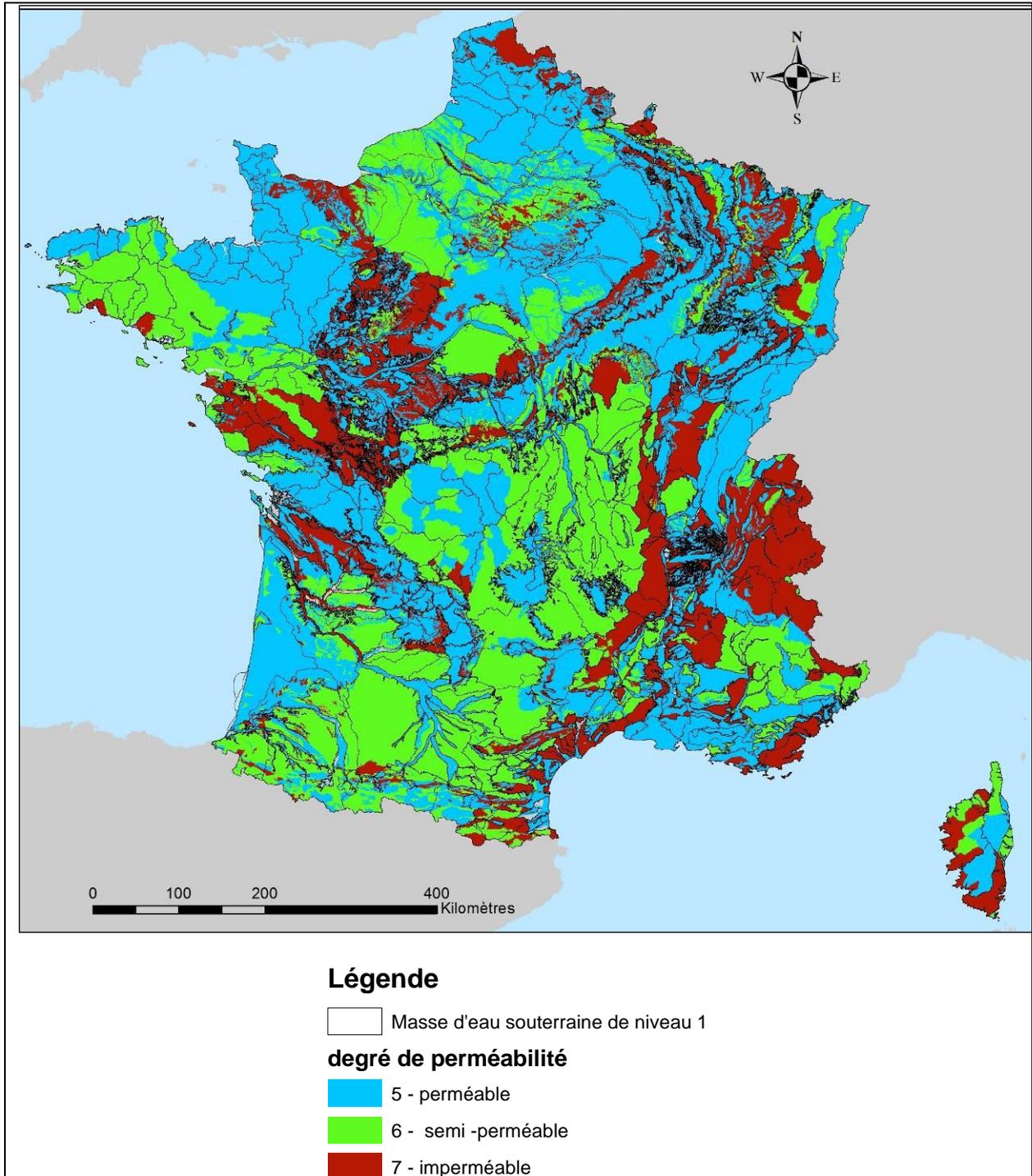


Illustration 19 : Carte de la perméabilité des unités de travail

3.2.2. La porosité

Dans le sol, l'infiltration de l'eau dépend de la porosité, c'est-à-dire la présence d'interstices connectés ou non (pores, fissures, fractures, ...) qui permettent les différents écoulements au sein des aquifères. Comme la perméabilité, la définition de la porosité et ses déclinaisons utilisées dans cette étude sont issues du lexique simplifiée de la BDLISA, dont un extrait est présenté dans l'illustration 20.

Code	Mnémonique	Libellé	Définition
X	x	Sans objet	
0	Inconnu	Inconnu	
1	Poreux	Milieu poreux	Milieu doté d'une porosité significative.
2	Fissuré	Milieu fissuré	Milieu discontinu affecté de surfaces de séparation, ne traversant pas le massif rendu perméable.
3	Karstique	Milieu karstique	Milieu caractérisé par la présence dominante de roches carbonatées, par la rareté des écoulements superficiels, la présence de formes karstiques et par des sources à débit important.
4	Matricielle / fissures	Double porosité : matricielle et de fissures	Milieu caractérisé à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de fissures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.
5	Karstique / fissures	Double porosité : karstique et de fissures	Milieu caractérisé à la fois par un réseau karstique et par un réseau de fissures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.
6	Fractures et/ou fissures	Double porosité : de fractures et/ou de fissures	Milieu caractérisé à la fois par un réseau de fractures et/ou par un réseau de fissures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.
7	Matricielle/ fractures	Double porosité : matricielle et de fractures	Milieu caractérisé à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de fractures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.
8	Matricielle / karstique	Double porosité : matricielle et karstique	Milieu caractérisé à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de karstique ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.
9	Matrice/fracture/karst	Triple porosité : matricielle, de fractures et karstique	Milieu caractérisé à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de fissures et par réseau karstiques ayant tous trois un rôle hydrodynamique important.

Illustration 20 : Définitions de la porosité selon le lexique de la BDLISA

Pour des facilités d'utilisation, les codes caractérisant la porosité ont été regroupés de la manière suivante :

- Milieux poreux (code 1),
- Milieu fissuré (code 2),
- Milieu karstique, double porosité karstique et de fissures et double porosité de fractures, et de fissures (codes 3, 5 et 6 regroupés sous le code 33),
- Double porosité matricielle et de fissures, double porosité, matricielle et de fractures, double porosité, matricielle et karstique et triple porosité, matricielle, de fractures et karstique (codes 4, 7, 8 et 9 regroupés sous le code 44).

Ce regroupement a permis d'élaborer une carte synthétique de la porosité par unités de travail (Illustration 21).

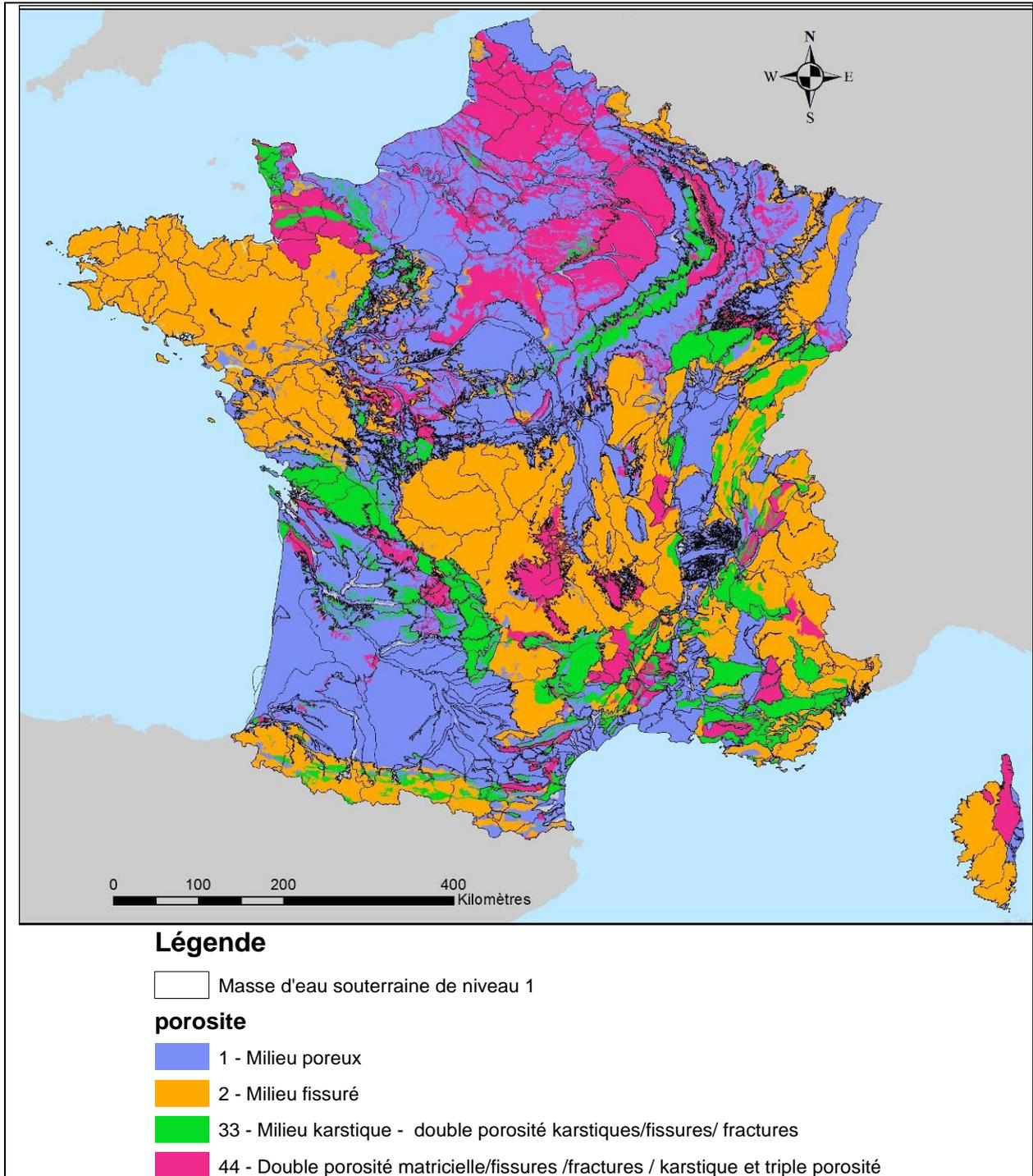


Illustration 21 : Carte de la porosité par unités de travail

3.2.3. La lithologie dominante

Lors de l'élaboration de la carte hydrogéologique de la France au 1/ 1 000 000, un travail important de synthèse sur la lithologie a été réalisé sur les entités hydrogéologiques de niveau 3. Dans le cadre de l'étude pression-impact, les résultats de la carte hydrogéologique ont été repris et améliorés pour chaque unité de travail avec une simplification sur le domaine de socle pour aboutir finalement à 37 classes présentées sur l'illustration 22.

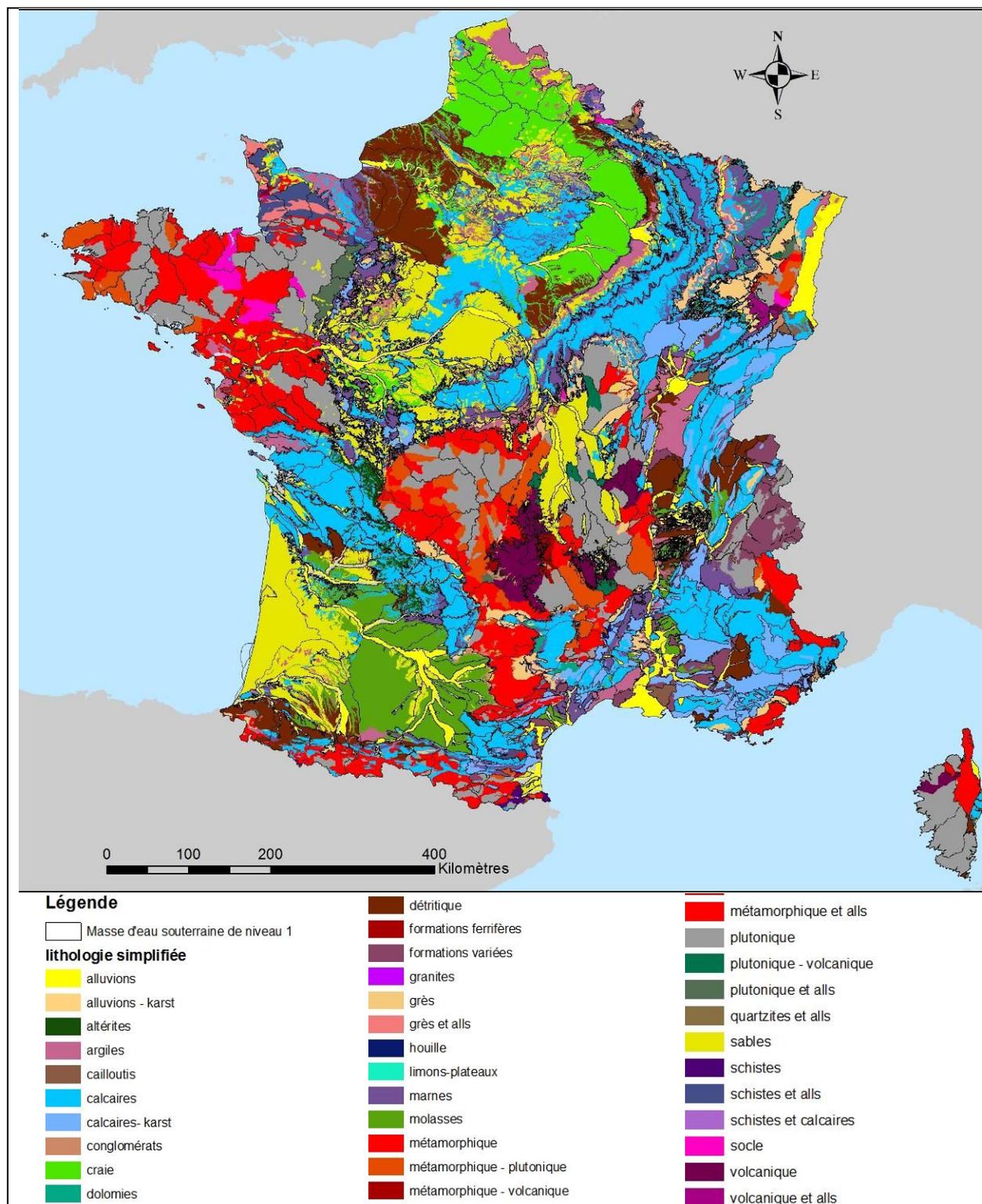
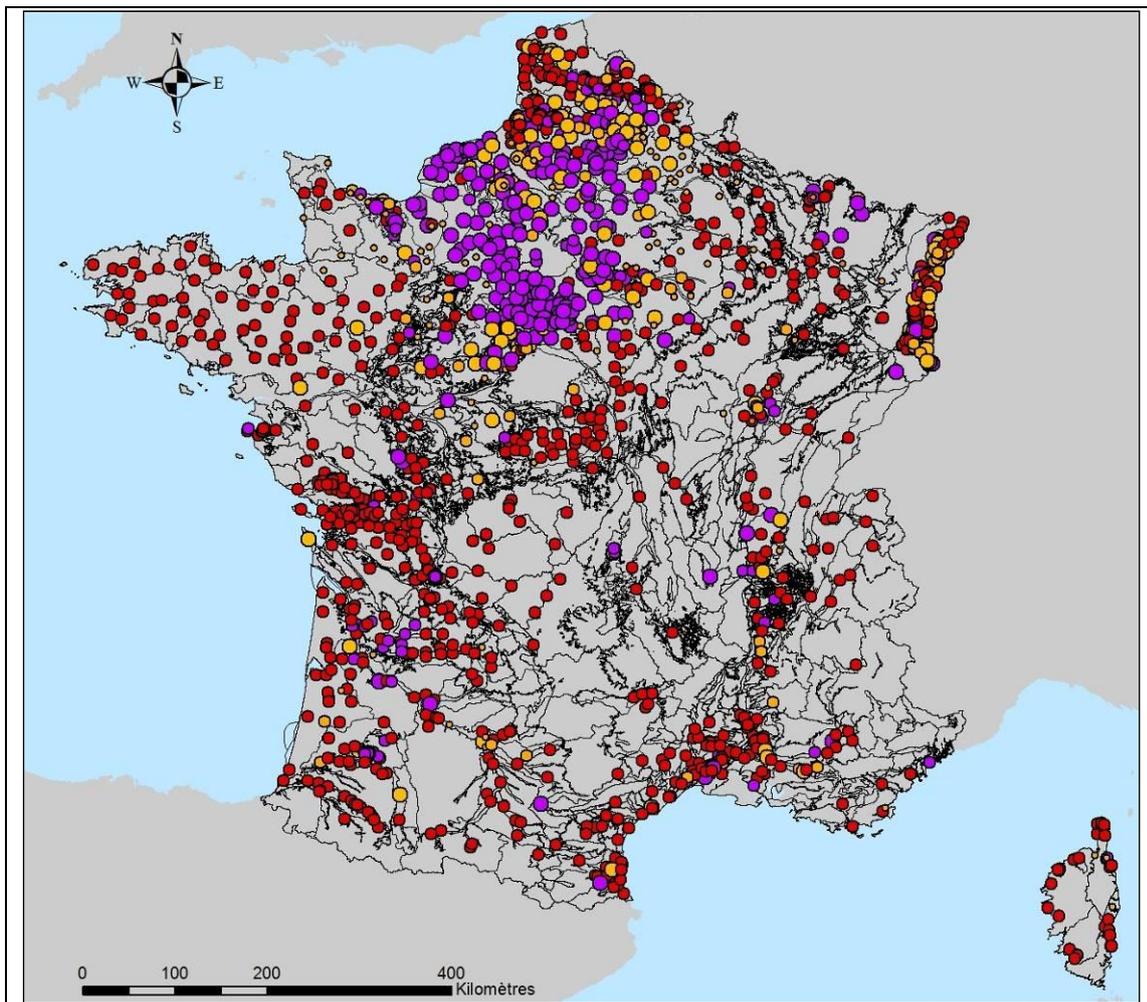


Illustration 22 : Carte de la lithologie simplifiée des unités de travail

3.2.4. Le comportement des aquifères (variogrammes)

Comme les cours d'eau, mais de manière générale moins marquée, les nappes présentent du fait de la variabilité et du caractère saisonnier de la recharge, des fluctuations de leurs niveaux. Le variogramme est un outil d'analyse qui permet de représenter fidèlement les cycles des piézomètres : fluctuations saisonnières (cycle annuel), cycle pluriannuel (avec ou non un effet mémoire des nappes ou inertie) et des doubles cycles.

Deux études (Vernoux et Seguin, 2011 ; Brugeron et al., 2012) ont été réalisées sur le territoire métropolitain permettant la qualification de variogrammes pour 1716 chroniques piézométriques. Contrairement à la perméabilité et la porosité, la répartition des variogrammes est hétérogène et couvre une faible partie du territoire avec seulement 16,5 % des unités de travail qui sont caractérisées.



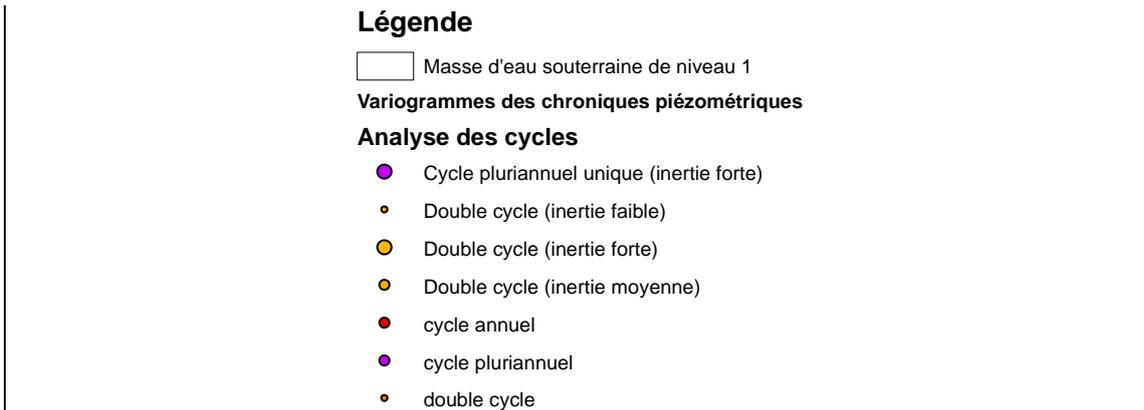


Illustration 23 : Répartition des variogrammes et analyse des cycles

3.3. LA TYPOLOGIE DE FONCTIONNEMENT

Pour réaliser cette typologie de fonctionnement des aquifères, plusieurs croisements de données ont été réalisés : la perméabilité avec la porosité, la lithologie avec la perméabilité et la porosité, le comportement des aquifères (variogrammes) la porosité et la perméabilité. L'ensemble de ces approches est décrit dans les paragraphes suivants.

3.3.1. 1^{er} croisement - perméabilité et porosité

L'analyse de la perméabilité et de la porosité des aquifères issues du référentiel BDLISA de la France a permis une première classification des systèmes aquifères en douze classes de fonctionnement définies dans l'illustration 24.

POROSITE	Milieux poreux code 1	Milieu fissuré code 2	Milieu Karstique, double porosité karstique et de fissures et double porosité de fractures, et de fissures code 33	Double porosité : matricielle et de fissures, double porosité : matricielle et de fractures, double porosité : matricielle et karstique et triple porosité code 44
PERMEABILITE				
Perméable code 5 <i>Lithologie dominante</i>	Classe 1 922 unités de travail <i>Alluvions et sables</i>	Classe 2 221 unités de travail <i>Calcaires et plutonique</i>	Classe 3 557 unités de travail <i>Calcaires et calcaires-karsts</i>	Classe 4 388 unités de travail <i>Calcaires et craie</i>
Semi-perméable code 6 <i>Lithologie dominante</i>	Classe 5 376 unités de travail <i>argiles, molasses et sables</i>	Classe 6 416 unités de travail <i>métamorphique et plutonique</i>	Classe 7 15 unités de travail <i>grès</i>	Classe 8 76 unités de travail <i>calcaires et marnes</i>
Imperméable code 7 <i>Lithologie dominante</i>	Classe 9 463 unités de travail <i>Argiles et marnes</i>	Classe 10 165 unités de travail <i>métamorphique et plutonique</i>	Classe 11 3 unités de travail <i>métamorphique et plutonique</i>	Classe 12 29 unités de travail <i>Calcaires et métamorphique</i>

Illustration 24 : Tableau synthétique du croisement perméabilité et porosité

Pour chaque classe de typologie de fonctionnement, la lithologie dominante correspond à celle qui représente plus de 50 % des unités de travail (Illustration 25).

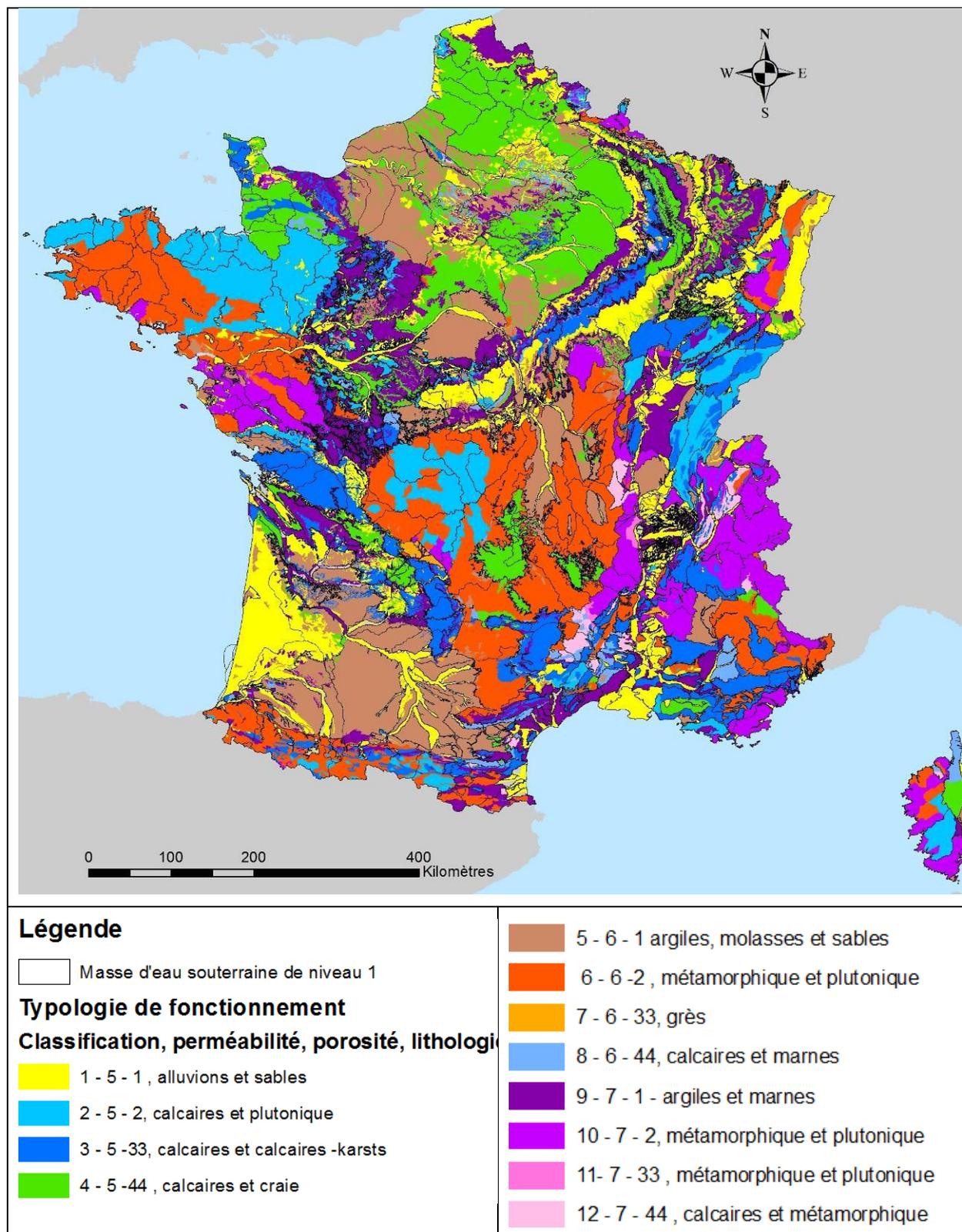


Illustration 25 : Classification des différents comportements des aquifères

Cette classification basée sur la perméabilité et la porosité, permet d'améliorer l'information concernant les différents comportements au sein même de la masse d'eau comme le montre l'illustration 26 puisqu'une information est disponible pour chaque unité de travail. C'est aussi un

outil pour mieux cerner les différences ou les corrélations entre les concentrations ou les évolutions de concentrations de polluants dans certaines zones de la masse d'eau.

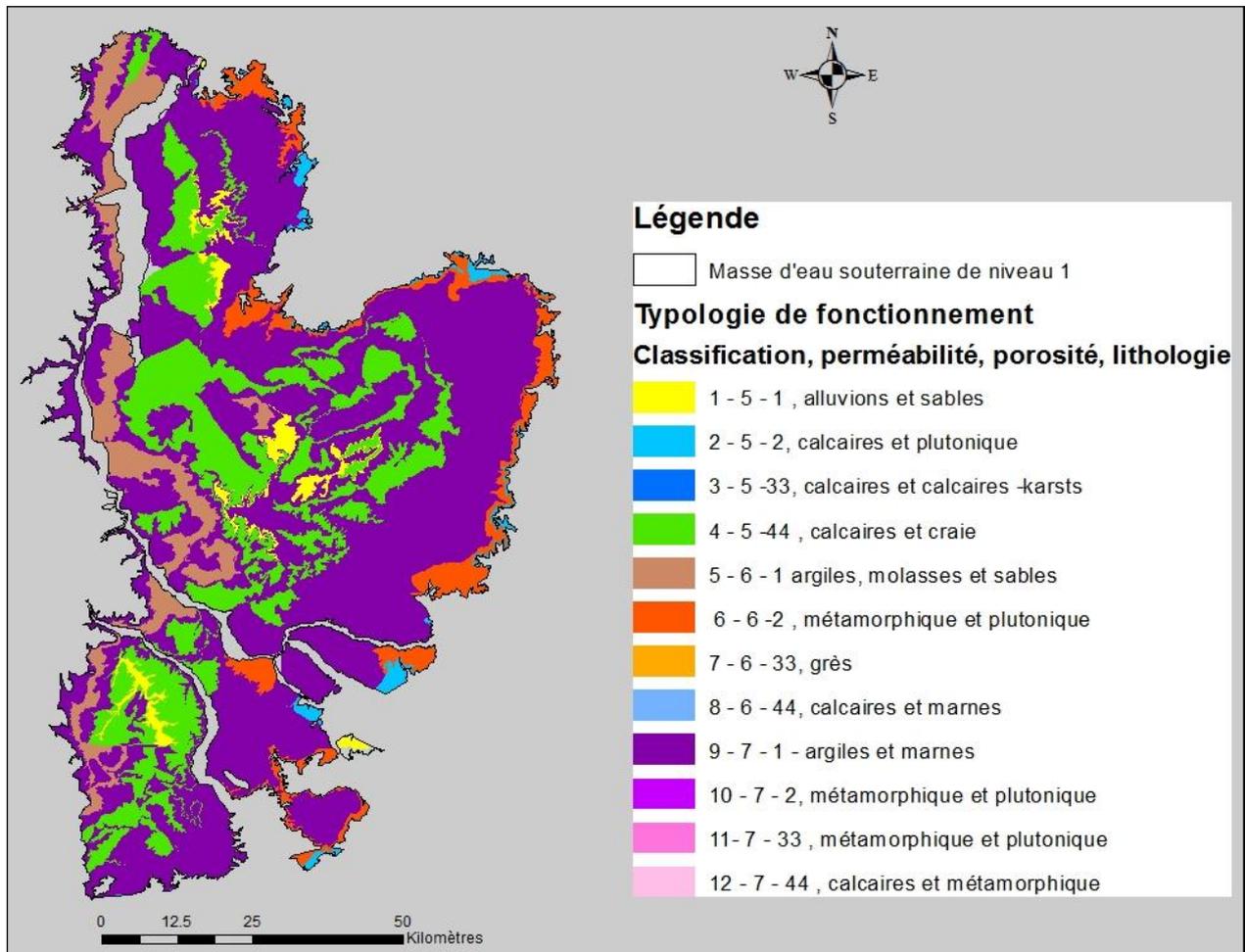


Illustration 26 : Classification pour la masse d'eau FRCG008 « Plateau lorrain versant Rhin »

A l'inverse, pour certaines masses d'eau souterraine, cette classification apportera peu ou pas d'information supplémentaire, c'est le cas des grands ensembles homogènes comme les zones de calcaires, de la craie ou encore d'aquifères sableux.

Classification de la typologie de fonctionnement et concentration en nitrate

En première estimation, un croisement a été réalisé entre les concentrations en nitrate de l'ensemble des points d'eau (or ICSP) de la base de données ADES et les classes de perméabilité. La moyenne des centiles 90 a été retenue, scénario « pire situation » pour mettre en évidence les zones où le transfert peut être favorisé (en faisant abstraction de la pression).

La répartition des concentrations en nitrate par unité de travail (moyenne des percentiles 90 de l'ensemble des points de d'eau pour chaque unité de travail) selon les douze classes de typologie de fonctionnement montre que les concentrations les plus élevées sont répertoriées dans la classe n°2 (milieu perméable et fissuré) alors que les valeurs les plus faibles sont associées aux classes 7, 8, 10, et 12 (Illustration 27).

Dans la classe 4 qui caractérise des milieux perméables mais avec une double porosité (matricielle et de fissures, matricielle et de fractures, matricielle et karstique) et une triple porosité, les concentrations en nitrate sont inférieures à 50 mg.l⁻¹.

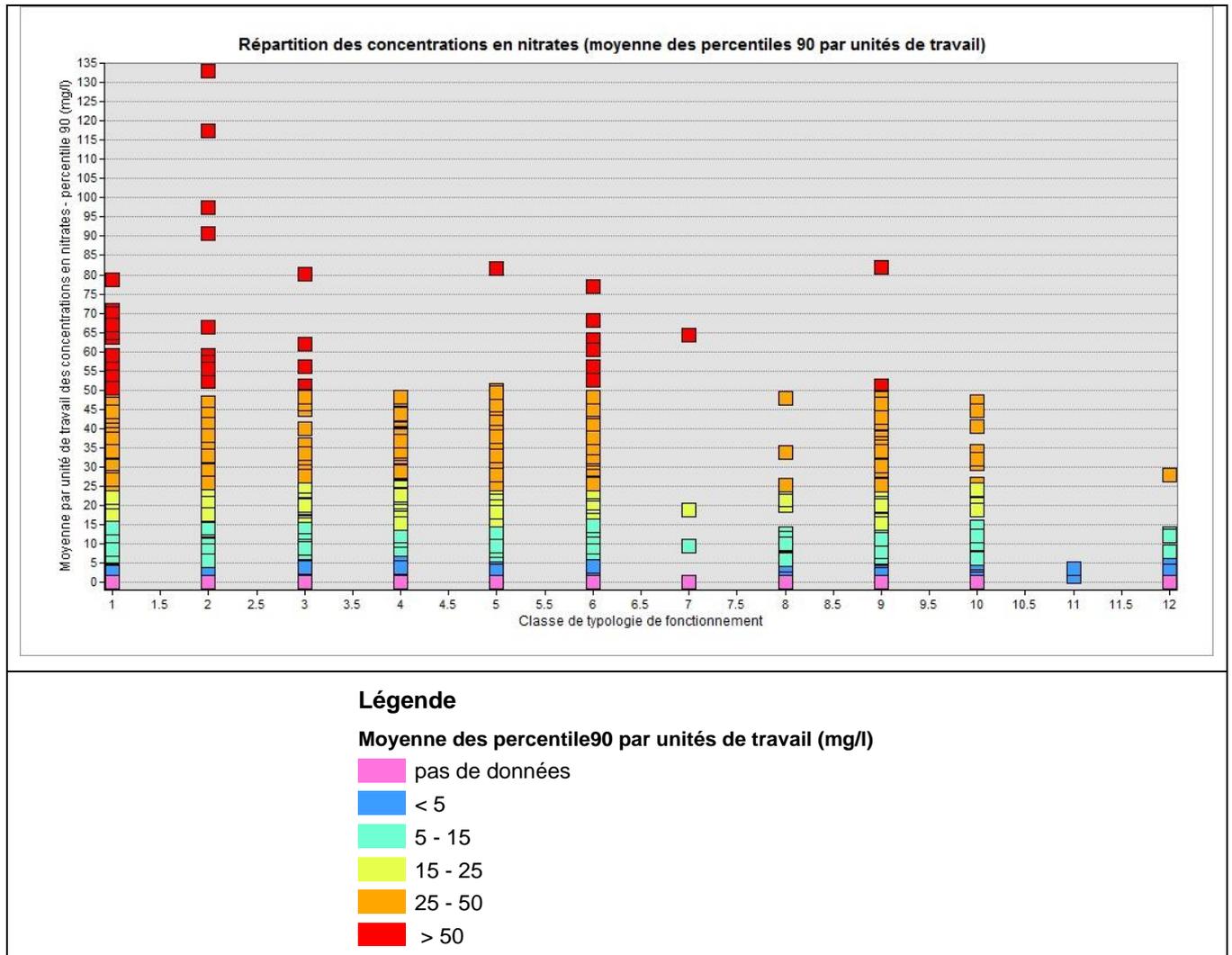


Illustration 27 : Répartition des concentrations moyennes en nitrate (percentile 90) en fonction des classes de la typologie de fonctionnement

3.3.2. 2^{ème} croisement – lithologie, perméabilité et porosité

En partant des 37 classes de lithologies, une analyse de la répartition de la perméabilité et de la porosité a été élaborée montrant une multiplication des combinaisons possibles pour chaque lithologie ne permettant pas d'identifier de comportements homogènes.

Ainsi pour la lithologie « granites », une seule combinaison est possible alors que pour les calcaires, les grès et les marnes on distingue plus de dix possibilités comme le montre l'illustration 28. Au final cela revient à créer 135 classes de comportements hydrodynamiques et devant la multiplicité de ces combinaisons, cette approche n'a donc pas été retenue pour caractériser les aquifères.

Lithologie	Perméabilité	Porosité	Nombre d'unités de travail
CALCAIRES Nombre d'unités de travail : 642	5	1	64
	5	2	66
	5	33	200
	5	44	143
	6	1	38
	6	2	38
	6	33	7
	6	44	33
	7	1	34
	7	2	11
	7	44	8

Illustration 28 : Exemple de la classification selon la lithologie « calcaires »

3.3.3. 3^{ième} croisement – perméabilité, porosité avec les variogrammes

Il s'agit de croiser les 12 classes préalablement établies (perméabilité et porosité) avec les 1716 variogrammes calculés sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les résultats sont présentés dans l'illustration 29.

CLASSE unités avec vario / total unités classe	Variogrammes associés	CLASSE	Variogrammes associés
Classe 1 503 points Unités de travail : 210 / 922	- Cycle annuel (296 points) - Cycle pluriannuel (68 points) - Double cycle (139 points)	Classe 7	Pas de points
Classe 2 86 points Unités de travail : 50 / 221	- Cycle annuel (77 points) - Cycle pluriannuel (1 point) - Double cycle (8 points)	Classe 8 28 points Unités de travail : 13 / 76	- Cycle annuel (21 points) - Cycle pluriannuel (3 points) - Double cycle (4 points)
Classe 3 133 points Unités de travail : 66 / 557	- Cycle annuel (109 points) - Cycle pluriannuel (10 points) - Double cycle (14 points)	Classe 9 172 points Unités de travail : 60 / 463	- Cycle annuel (81 points) - Cycle pluriannuel (48 points) - Double cycle (43 points)
Classe 4	- Cycle annuel (159 points)	Classe 10	- Cycle annuel (8 points)

442 points Unités de travail : 85 / 388	- Cycle pluriannuel (153 points) - Double cycle (130 points)	10 points Unités de travail : 7 / 165	- Cycle pluriannuel (1 point) - Double cycle (1 point)
Classe 5 182 points Unités de travail : 62 / 376	- Cycle annuel (48 points) - Cycle pluriannuel (95 points) - Double cycle (39 points)	Classe 11	Pas de points
Classe 6 49 points Unités de travail : 40 / 416	- Cycle annuel (47 points) - Cycle pluriannuel (1 point) - Double cycle (1point)	Classe 12 2 points	- Cycle annuel (1 point) - Double cycle (1 point)

Illustration 29 : Croisement entre les variogrammes, la perméabilité et la porosité

Ce type de croisement ne permet pas de conclure et de qualifier une typologie de fonctionnement des aquifères du fait :

- de la faible densité de points et de sa faible représentation au niveau des unités de travail ;
- de la difficulté de passer d'une information ponctuelle à une spatialisation aux unités de travail.

Néanmoins les variogrammes sont des paramètres qualitatifs qui pourront aider dans un second temps à la compréhension des transferts des polluants et de l'évolution saisonnière des concentrations. Pour certaines masses d'eau, il s'agit aussi de la possibilité de définir de nouveaux secteurs à enjeux comme le montre l'illustration 30 qui représente la masse d'eau du Bathonien-bajocien de la plaine de Caen et du Bessin (FRHG308). Cette masse d'eau possède plusieurs typologies de fonctionnement et des variogrammes selon les trois types de cycles (annuel, pluriannuel et double cycle).

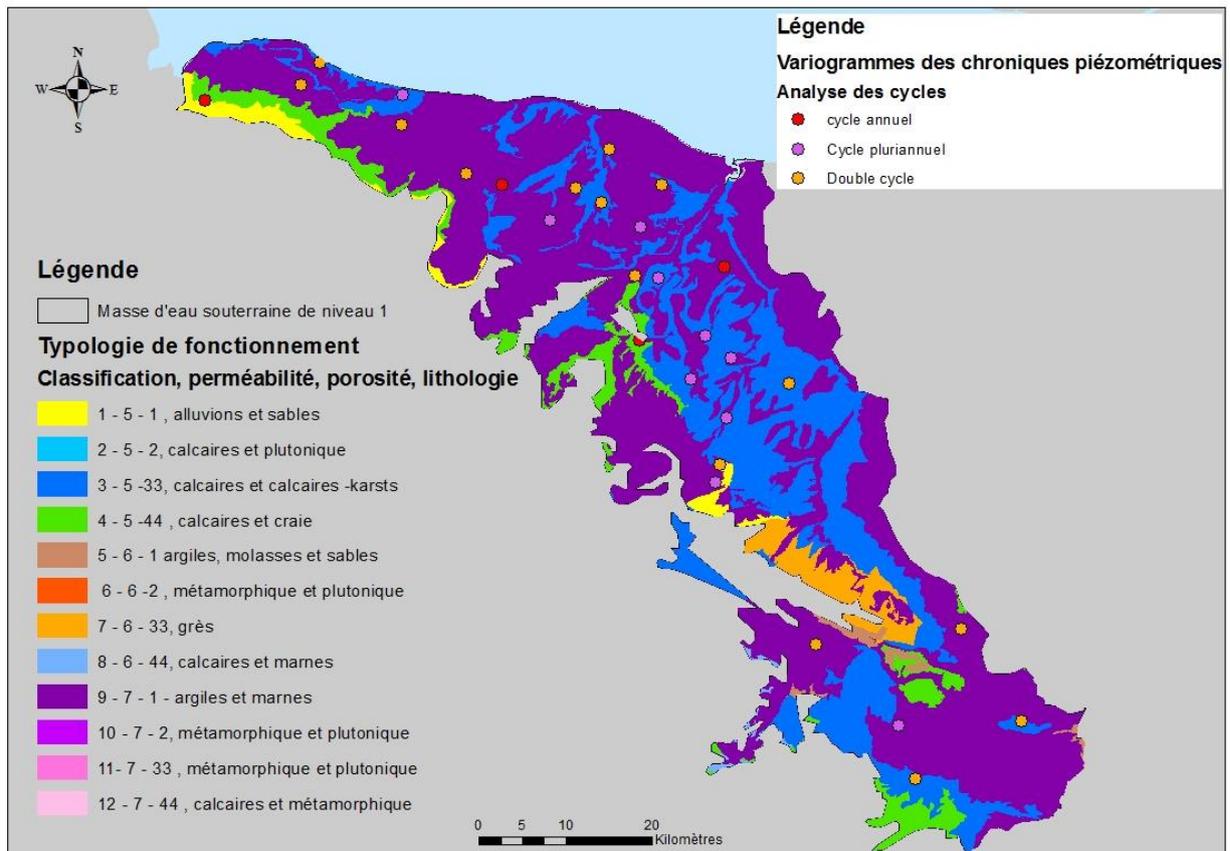


Illustration 30 : Masse d'eau FRHG308 - Bathonien-bajocien de la plaine de Caen et du Bessin

3.3.4. Synthèse

Croisement 1 - perméabilité/porosité

La classification basée sur la perméabilité et la porosité, permet d'apporter une plus-value sur la différenciation dans les comportements au sein de la même masse d'eau et à terme de mieux cerner les différences ou les corrélations entre les concentrations ou les évolutions de concentrations de polluants dans certaines zones de la masse d'eau. Un autre avantage de cette approche est qu'elle permet de couvrir l'ensemble du territoire métropolitain.

Croisement 2 - lithologie et perméabilité/porosité

La classification de la lithologie avec une analyse de la répartition de la perméabilité et de la porosité a été élaborée montrant une multiplication des combinaisons possibles pour chaque lithologie ne permettant pas d'identifier de comportements homogènes. Cette approche aboutie à la création de 135 classes, complexifiant la compréhension du fonctionnement des masses d'eau souterraines.

Croisement 3 - variogrammes et perméabilité/porosité

Le croisement de la perméabilité, de la perméabilité et des variogrammes ne donne pas des résultats probants pour qualifier une typologie de fonctionnement des aquifères. En effet le territoire métropolitain n'est traité que partiellement du fait de la faible densité de points et de sa faible représentation au niveau des unités de travail. Dans ce genre d'approche, avec peu de points, le passage entre une information ponctuelle à une spatialisation au niveau des unités de travail est encore plus complexe.

Conclusion sur les tests de caractérisation de typologie de Fonctionnement

Après la réalisation des différents tests, le croisement retenu pour l'analyse à l'échelle du territoire métropolitain pour caractériser la typologie de fonctionnement des aquifères vis-à-vis des transferts d'eau est celui qui combine la **perméabilité et la porosité**. Ce premier test a abouti à la création de **douze classes de fonctionnement des aquifères** :

- Classe 1 : Alluvions et sables ;
- Classe 2 : Calcaires et plutonique ;
- Classe 3 : Calcaires et calcaires-karsts ;
- Classe 4 : Calcaires et craie ;
- Classe 5 : argiles, molasses et sables ;
- Classe 6 : métamorphique et plutonique ;
- Classe 7 : Grès ;
- Classe 8 : calcaires et marnes ;
- Classe 9 : Argiles et marnes ;
- Classe 10 : métamorphique et plutonique ;
- Classe 11 : métamorphique et plutonique ;
- Classe 12 : Calcaires et métamorphique.

Les variogrammes pourront aider dans un second temps à la compréhension des transferts des polluants et de l'évolution saisonnière des concentrations.

4. Délais et temps de transfert

4.1. INTRODUCTION

Un des facteurs le plus important et le plus délicat à estimer pour les eaux souterraines est le temps de transfert des polluants au travers des sols, de la zone non saturée plus profonde que le sol et de la zone saturée. On peut estimer que les temps de transfert du nitrate dans les sols sont faibles par rapport aux temps de transfert dans le reste de zone non saturée (ZNS) et au sein des nappes.

L'ensemble des processus affectant les concentrations en nitrate (minéralisation, volatilisation...) au niveau des sols sont pris en compte dans l'estimation de la pression brute (travaux de l'Université de Tours, modèle Cassis-N).

Les temps de transfert en zone non saturée et en zone saturée sont plus ou moins importants selon les contextes hydrogéologiques et positionnement des points de mesures au sein des bassins (forages, sources,... cf Illustration 31).

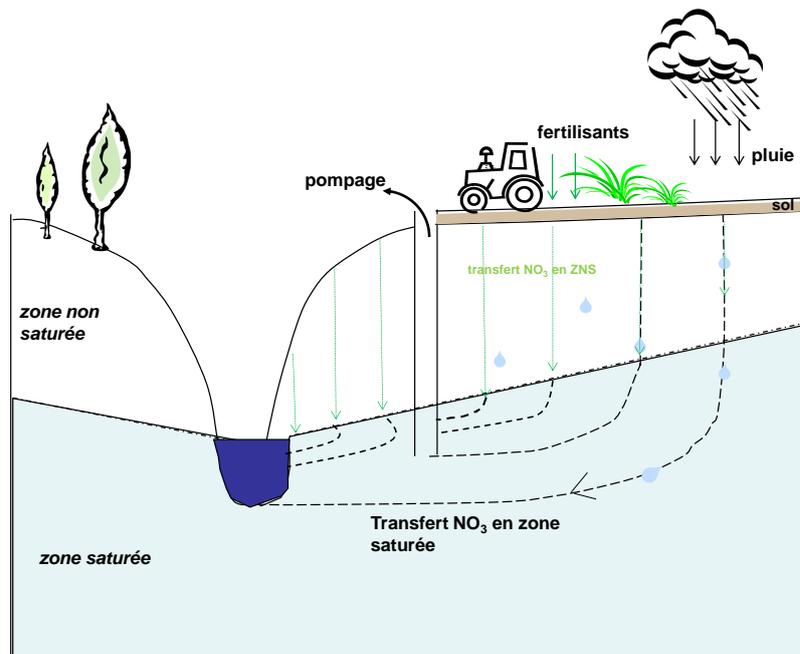


Illustration 31 : Schéma représentant les transferts de l'eau et du nitrate dans les aquifères (ZNS et ZS)

Dans la compréhension des mécanismes qui génèrent et contrôlent les concentrations de nitrate dans les eaux souterraines, le temps de transfert joue un rôle important comme le montre le schéma conceptuel présenté en illustration 37. En effet, lorsqu'on met en parallèle les évolutions temporelles de concentrations en nitrate à un point d'eau avec celles du surplus azoté estimé par l'Université de Tours, le décalage entre les deux chroniques correspond globalement au temps de transfert (en supposant que le nitrate est conservatif).

Le temps de transfert est un paramètre incontournable pour estimer la pression significative sur les eaux souterraines.

Le transfert rapide, ou infiltration préférentielle, n'est pas pris en compte dans ce calcul.

4.2. LES TEMPS DE TRANSFERT EN ZONE NON SATURÉE

4.2.1. Introduction

Pour des milieux au sein desquels le transfert s'effectue essentiellement au sein de la matrice, le temps de transfert du nitrate en zone non saturée peut être estimé en multipliant la vitesse de transfert au sein de cette matrice par l'épaisseur de la zone non saturée, considérant que le nitrate voyage à la vitesse de l'eau. Pour les milieux pour lesquels les vitesses de transfert en zone non saturée ont pu être estimées il est ainsi possible de calculer le temps théorique mis par le nitrate pour traverser la zone non saturée considérée comme lithologiquement homogène.

Les approches proposées ci-dessous ne sont applicables que pour des milieux ayant une zone non saturée développée et plus ou moins homogène et pourront être applicable pour les classes de typologie de fonctionnement (§3.3) 2, 3 (à l'exception des secteurs fortement karstiques), 4, 5, 6, 7 et 8. Cela ne peut donc s'appliquer qu'aux cas pour lesquels le transfert est essentiellement réalisé au sein de la matrice. Le transfert rapide, ou infiltration préférentielle, n'est pas pris en compte dans ce calcul.

4.2.2. Estimation des temps de transfert en ZNS

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour cette estimation du délai d'arrivée à la zone saturée des aquifères du nitrate depuis les sols. Deux méthodes ont été retenues et testées.

La 1^{ère} méthode, qui calcule le temps moyen de résidence, consiste à prendre en compte la lame d'eau infiltrée (infiltration sur la période 1981-2010, cf annexe 2), l'épaisseur de la zone non saturée et la porosité de la zone non saturée. Le paramètre le plus délicat à obtenir est la porosité efficace moyenne de la zone non saturée.

L'autre méthode testée s'appuie sur les données bibliographiques d'estimation des vitesses de transfert du nitrate dans la zone non saturée et l'estimation de l'épaisseur de la zone non saturée.

1^{ère} Méthode – Calcul du temps moyen de résidence

Le temps de transfert (TR) permet d'estimer le temps moyen nécessaire à une molécule pour traverser une certaine épaisseur de matériel géologique en fonction de la recharge et de certains nombres de paramètres du sol. Ce calcul de temps de résidence a été développé initialement pour les produits phytosanitaires (Rao, et al., 1985). La méthode décrite par Rao et al. (1985) s'appuie sur le modèle « piston » avec la prise en compte d'une recharge réelle couplée avec des facteurs de retard.

TR, le temps de transfert, peut être calculé par la formule suivante :

$$TR = \frac{D \times RF \times FC}{Q}$$

Avec D : l'épaisseur de la zone non saturée (m)

FC : La capacité au champ (m³/m³)

Q : La recharge (m/an)

RF : Le facteur de retard

Le facteur de retard, RF, permet de prendre en compte les propriétés du sol. Le RF peut être calculé par l'équation suivante :

$$RF = \left[1 + \frac{BC \times f_{oc} \times K_{oc}}{FC} \right]$$

Avec

- BC : La densité du sol (kg/m³)
- AC : La teneur en air du sol (différence entre la capacité au champ et la porosité)
- f_{oc} : La teneur en matière organique du sol (kg/kg)
- K_{oc} : Le coefficient de sorption de la substance (l/kg)

Pour le calcul du facteur de retard, il a été considéré que le nitrate ne se sorbait pas (K_{oc} et F_{oc} = 0,1).

L'illustration 32 rassemble les données d'entrée ainsi que les résultats pour quelques grands types de matériaux géologiques qui ont été utilisés dans cette étude. Dans ces exemples, une recharge de 0,2 m/an et une épaisseur de zone non saturée de 1 m ont été utilisées pour le calcul du temps de transfert.

Pour le calcul du facteur de retard, il a été considéré que le nitrate ne se sorbait pas. Les valeurs de la densité et de capacité au champ proviennent de la littérature (Bruand, et al., 1996). Pour les altérites, des fonctions de pédotransfert ont dû être utilisées pour estimer la capacité au champ (Roussel, et al., 2012).

	BC	FC	RF	Q	D	TR
	kg/m ³	m ³ /m ³	-	m/an	m	an
Pour la craie	1.20	0.25	1.05	0.2	1	1.31
Pour les calcaires compacts	2.00	0.14	1.14	0.2	1	0.80
Pour le sable	1.60	0.15	1.11	0.2	1	0.83
Pour le gres	2.20	0.16	1.14	0.2	1	0.89
Pour les alterites (granite altérés)	2.50	0.05	1.50	0.2	1	0.38

Illustration 32 - Données d'entrée et résultats (RF et TR) pour quelques grands types de matériaux géologiques

2^{ème} Méthode - Temps de transfert dans la zone non saturée issus de publications

Les estimations des vitesses de transfert du nitrate dans la zone non saturée peuvent provenir de données issues de la littérature faisant suite à des analyses réalisées à partir de profils de concentrations en nitrate obtenus pour la zone non saturée ou à de la modélisation validée par des mesures selon la lithologie des aquifères et le climat. Un résumé des données collectées dans la littérature se trouve dans l'illustration 33.

Ainsi, pour estimer des temps de transfert par cette méthode, il faut croiser les vitesses moyennes selon les contextes lithologiques et climatiques et l'épaisseur de la zone non saturée.

On constate qu'il existe un grand nombre de valeurs de vitesse de transfert du nitrate dans la zone non saturée pour les aquifères de la craie du nord de la France et de l'Angleterre. Par contre

peu de données sont disponibles ailleurs (sud de la France) notamment pour les contextes alluvions, fluvio-glaciaires, grès, ...

Pour les alluvions modernes, la zone non saturée est considérée de faible épaisseur et, par conséquent, les délais de transfert du nitrate dans la ZNS de ces formations jouent un faible rôle. On ne considérera donc pas d'effet retard pour ces formations.

Pour les alluvions anciennes ou formations fluvio-glaciaires diverses études ont montré que les temps de transfert en zone non saturée pouvaient être de quelques années (Rousseau et al, 2016). Des valeurs de 5-8 ans pourraient être considérées.

Pour les aquifères profonds ou ayant des niveaux sus-jacents faiblement perméables la zone de recharge est de faible extension par rapport à l'étendue totale des aquifères. Pour ces formations, ce sont les temps de transfert au sein de la zone saturée (ou nappe) qui doivent être pris en compte car ils sont dominants. Pour les poudingues, les formations de socle ou formations métamorphiques le peu de données disponibles rend l'extrapolation difficile à effectuer. Des données locales existent toutefois, pour la Bretagne notamment (Ayraud et al., 2008 ; Aquilina et al., 2012 ; Leray et al., 2012).

Description méthodologique pour l'analyse P/I nitrate à l'échelle de la France métropolitaine

	Calcaire	Craie	Lœss	Limons	Zone altérée des granites/arénites	Grès	Sables	Dolomies, ignées, méta	Alluvions anciennes et fluvio-glaciaire	Argiles à silex	Référence
Vitesse d'infiltration (m/an)											
Artois-Picardie		0,54 à 1,45		0,4 à 0,5							Surdyk et al., 2014 ; Surdyk et al., 2016 ; Serhal et al., 2006 ; Serhal, 2006 ; Caous et al, 1984 ; Bernard et al. 2005
Somme		0,5 - 0,7									Normand et al.1999
Alsace			0,2 - 0,3								Baran et al. 2007
Champagne-Ardenne		0,27 à 0,7 0,32 à 0,5 (121AN01)									Kerbaul et al. 1979 ; Chabart et Baran, 2005 ; Landreau et Morisot, 1983 ; Balif et Muller, 1983 ; Seguin, 1986 ; Crampon et al., 1993 Philippe, 2011
Nord		1,25									Lacherez-Bastin, 2005
Nord-Pas-de-Calais		0,5 à 1,95									Baillon et al. 2001
Bretagne					2 à 3						Limousin, 2006 Legout et al. 2006 ; Molénat et al. 2013
Angleterre	0,6 à 2,5	0,3 à 1,4		0,3		0,6 à 3	3	1		0,2	Binley et al., 2002 Butcher et al., 2008 ; Wang et al. 2012 ; Wang et al., 2013
Belgique		1									Brouyère et al., 2004
Normandie		0,35 à 0,64 Jusqu'à 2,5 lorsque karstification									Arnaud et al., 2009 Crampon et al., 1993 Jauffret et al., 1984
Rhône-Alpes									4,7 à 6,5		Rousseau et al. 2016
Touraine		0,45								0,75	Landreau et Morisot, 1983

Illustration 33 : Tableau des données d'estimation des vitesses de transfert du nitrate (en m/an) en zone non saturée selon les contextes lithologiques et les régions issues de la littérature

Si l'on compare les deux approches, on constate que les valeurs obtenues par l'application de la méthode Rao sont peu variables selon le contexte lithologique alors que les données de terrains sont plus contrastées (Illustration 34).

lithologie	Vitesse de transfert (m/an) – mesures de terrain	Vitesse de transfert (m/an) – calculs (Rao et al.)
Calcaires	1,5	0,8
Craie	0,45 à 1,25	1,31
Sables	3	0,83
Grès	1,8	0,885
Altérites/granites	2,5	0,375

Illustration 34 - Tableau des vitesses de transfert en zone non saturée pour quelques contextes lithologiques issues de données de terrain ou de calculs suivant la méthode RAO et al. 1985

Conclusion

Pour la suite de l'étude, on retiendra les vitesses de transfert décrites dans les divers articles et rapports (analyses de terrain) et adaptées aux conditions de recharge (Illustration 34).

A partir des classes de typologies de fonctionnement établies en chapitre 3.3, une carte des vitesses moyennes de transfert du nitrate par unités de travail a été élaborée (Illustration 35). Ne sont prises en compte que les typologies pour lesquelles le calcul d'un temps de transfert en zone non saturée a un sens (sables, craie, calcaires /dolomies, altérites, alluvions anciennes et fluvio-glaciaire). Ne sont pas couverts par cette approche les massifs cristallins et les formations à dominance d'argiles, marnes, roches plutoniques et métamorphiques (zones laissées en grisé).

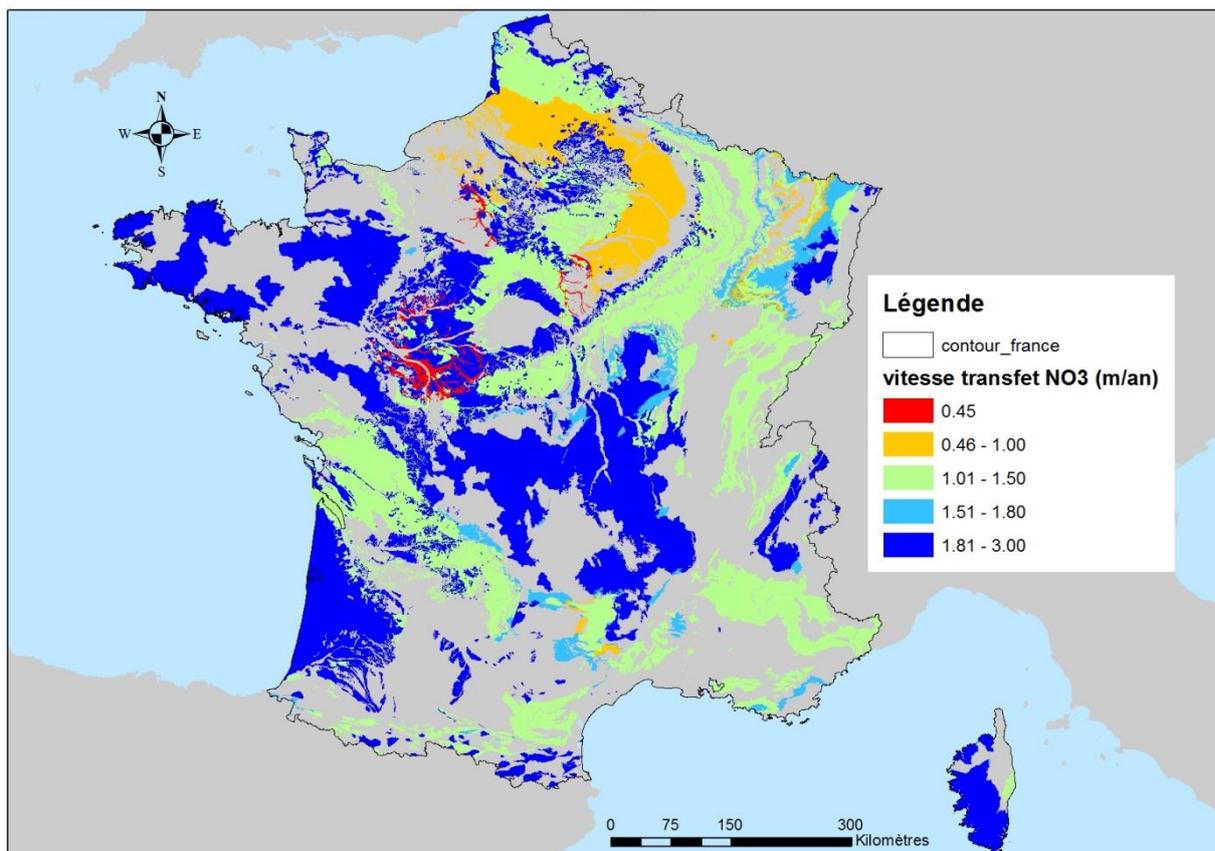


Illustration 35 - Vitesses moyennes de transfert de nitrate (m/an) dans la zone non saturée

Du fait de la prise en compte de certaines classes uniquement (voir plus haut), seulement 1613 unités de travail (45 %) sur les 3631 recouvrant l'ensemble de la zone d'étude ont pu être caractérisées avec une donnée de vitesse de transfert en zone non saturée.

4.2.3. Estimation du temps de transfert du nitrate dans la zone non saturée par unité de travail

Le temps de transfert du nitrate à travers la zone non saturée est obtenu en combinant pour chaque unité de travail, l'épaisseur de la zone non saturée avec la vitesse moyenne de transfert décrite dans le paragraphe précédent.

Épaisseur de la zone non saturée

Le calcul de l'épaisseur de la zone non saturée est issu d'une étude nationale sur les remontées de nappe réalisée en 2011 (Allier et al., 2012), il s'est effectué en deux étapes :

1^{ère} étape : une carte des niveaux moyens des eaux souterraines a été réalisée, sur l'ensemble du territoire d'étude¹. Ces niveaux sont exprimés en altimétrie NGF².

¹ Ce ne sont pas des cartes piézométriques au sens strict, car l'interpolation des niveaux d'eau est effectuée sur la totalité du territoire d'étude, sans distinction des différentes nappes existantes.

² Nivellement Général de la France

2^{ème} étape : l'épaisseur de la zone non saturée a été calculée par différence entre ces niveaux moyens des eaux souterraines et l'altitude du sol (obtenue à partir du Modèle Numérique de Terrain).

Le niveau moyen des nappes s'exprime en cote (altitude, par rapport au niveau de la mer, du toit de la nappe) ou en profondeur (distance entre le sol et le toit de la nappe). Ce niveau d'eau moyen, calculé sur tout le territoire, ne se réfère pas à une seule nappe d'eau, mais à plusieurs nappes d'eau libre superficielles.

Le niveau moyen a été déterminé par croisement des données fournies par les cartes piézométriques complétées pour des profondeurs ponctuelles provenant de la Banque de données du Sous-Sol (BSS) et des données issues des piézomètres de la banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (ADES).

Le résultat de cette approche est une grille d'épaisseur de la ZNS au pas de 50 m. Les données sont ensuite agrégées sous forme de médiane pour chaque unité de travail de la zone d'étude (Illustration 36).

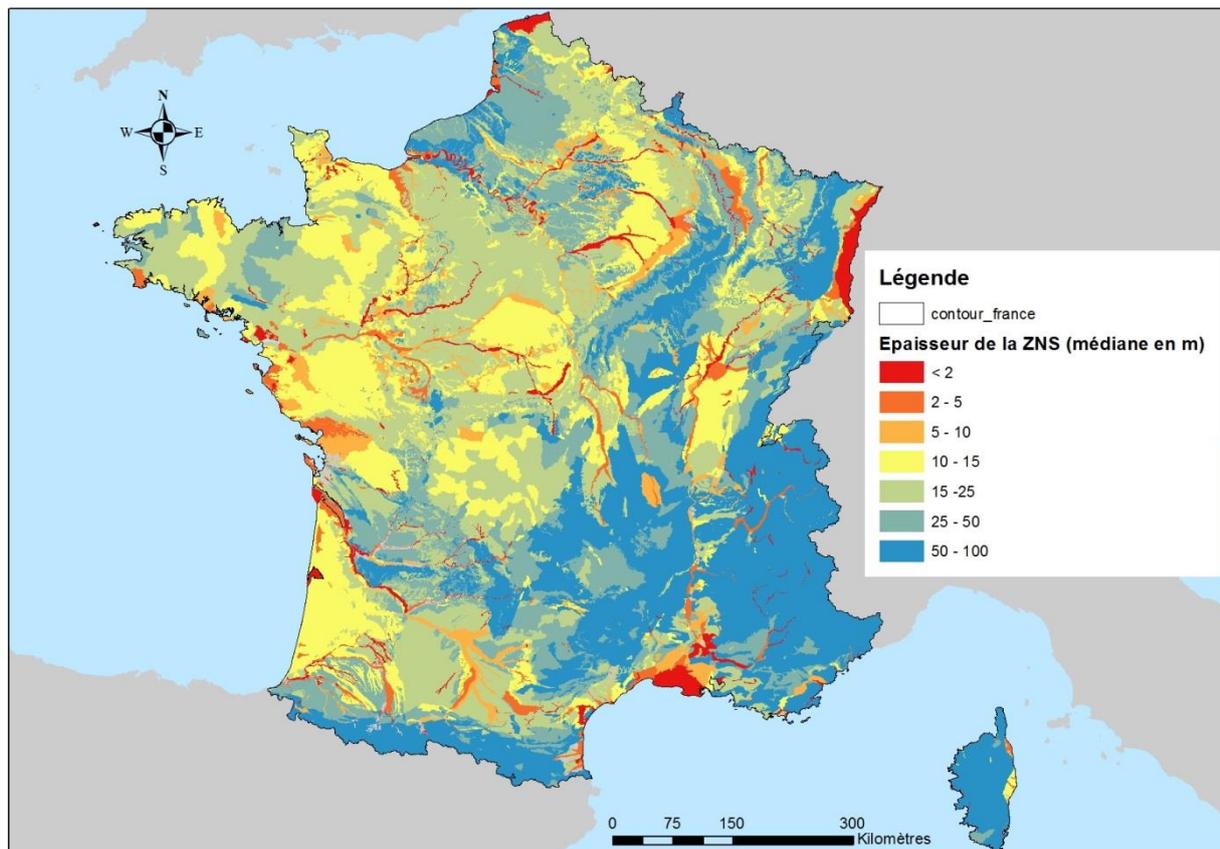


Illustration 36 - Epaisseur de la zone non saturée (médiane en m) par unité de travail

En combinant l'épaisseur de la zone non saturée et la vitesse de transfert du nitrate à travers cette même zone, un temps de transfert calculé en année est obtenu pour 1613 unités sur les 3631 recouvrant l'ensemble du territoire. Les résultats de ce calcul sont présentés en Illustration 37.

Pour améliorer la couverture de la zone d'étude, une proposition consiste à donner un temps de transfert inférieur à 5 ans pour l'ensemble des alluvions productives et formations fluvio-

glaciaires, permettant ainsi de qualifier 294 unités de travail supplémentaires. Ce temps de transfert est estimé à partir des études de datation des eaux souterraines (voir 4.2.2).

Rappelons que ces temps de transfert ne concernent que le transport matriciel et néglige donc un transfert au travers de fissure/fractures qui est plus rapide.

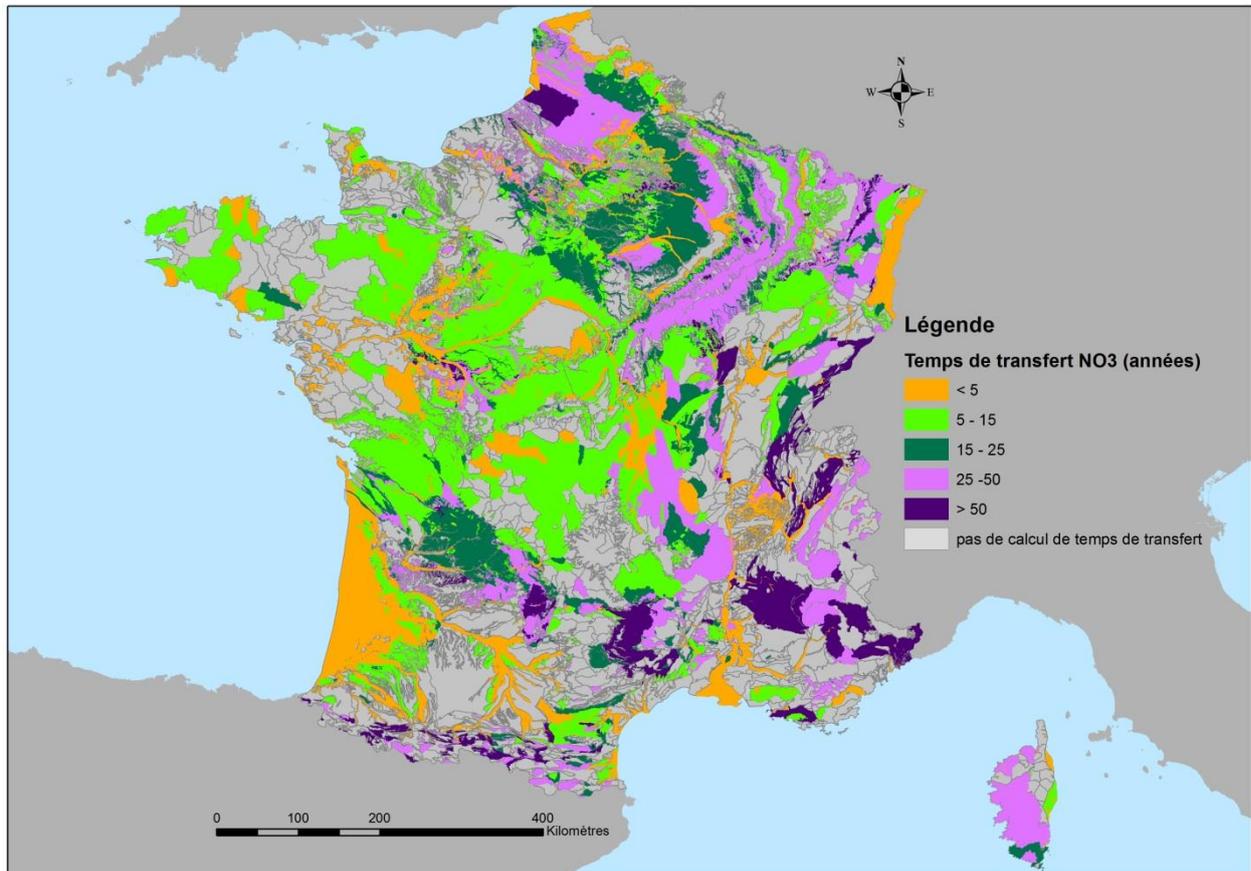


Illustration 37 - Temps de transfert du nitrate selon un transport matriciel uniquement (années) par unité de travail

4.3. TEMPS DE TRANSFERTS EN ZONE SATURÉE

4.3.1. Collecte des données de datation des eaux souterraines

Au sein des aquifères, les temps de transfert entre la zone de recharge et la nappe (approchée par les forages/captages où sont réalisées les mesures de concentrations en nitrate ou les sources, exutoires naturels) peuvent être estimées par modélisation ou par datation des eaux. Des synthèses des âges estimés par outils géochimiques ont été réalisées sur les bassins Seine-Normandie (Lopez et al., 2012), Loire-Bretagne (Ayraud et al., 2008 ; Gutierrez et al., 2011 ; Molénat et al., 2013) et Rhône-Méditerranée (Gourcy et al. 2013). D'autres informations ont été obtenues dans des publications ou travaux de thèse (Alvarado et al., 2007 ; de Regge, 2012 ; Aquilina et de Dreuzy, 2011 ; Jaunat et al., 2012 ; Delbart, 2013 ; Delbart et al., 2014 ; Leray et al., 2014 ; Briand, 2014 ; Marcais et al. 2015 ; Sassine, 2014 ; Santoni et al., 2016 ; Sassine et al. 2017).

Ainsi il a été possible de collecter des informations sur les âges apparents des eaux souterraines pour quelques 800 points d'eau relativement bien caractérisés (code BSS disponible ou coordonnées X, Y et indication de la masse d'eau concernée). Dans beaucoup de cas il existe, pour une même masse d'eau ou entité BDLISA, une gamme variée d'âge estimé selon si les points suivis se situent en zone de recharge, zone de fracture/fissure, zone plus profonde de l'aquifère ou vers l'exutoire. Pour les aquifères de zone de socle de Bretagne, les âges moyens considérés sont ceux de la zone de recharge et de la zone altérée car ce sont les secteurs les plus sensibles aux pressions agricoles.

Il existe diverses publications et travaux de thèses concernant des aquifères à faible taux de renouvellement des eaux et âges apparent dépassant la centaine d'années. Dans l'analyse des pressions en nitrate la méthode proposée se base sur l'impact sur les premiers aquifères rencontrés, les plus directement vulnérables. Ainsi la collecte des données sur des eaux profondes (le plus souvent de niveau 2) et anciennes n'apparaît pas pertinente.

Les informations collectées sont également hétéroclites du fait de modes de recharge variables sur lesquels se base les estimations d'âges apparents. L'information peut être sous forme d'une date moyenne de recharge (pour une recharge de type piston), un temps moyen de résidence (modèle exponentiel) ou un pourcentage de mélange entre une eau ancienne (< âge du traceur) et actuelle (quelques années). Un mélange de ces « types d'âge » est difficile du fait des concepts et des incertitudes associées. Ainsi des catégories d'âge sont proposées. Il a paru important de faire ressortir les eaux très récentes et récentes, des eaux d'âge intermédiaire et plus anciennes selon le classement indiqué dans l'illustration 38 et illustration 39.

Catégorie	Modèle exponentiel (temps de résidence moyen, exprimé en nombre d'années)	Modèle piston (date moyenne de la recharge)	Modèle de mélange binaire (% d'eau jeune dans le mélange)
Très récentes (1)	0-5	2015-2010	90-100%
Récentes (2)	5-15	2011-2000	70-90%
Intermédiaires (3)	15-35	1999-1980	50-70%
Anciennes (4)	35-50	1979-1960	20-50%
Plus anciennes (5)	>50 ans	<1960	0-20%

Illustration 38 : Catégories d'âges proposées selon les résultats obtenus pour divers modèles conceptuels de transfert pour les âges apparents en zone saturée

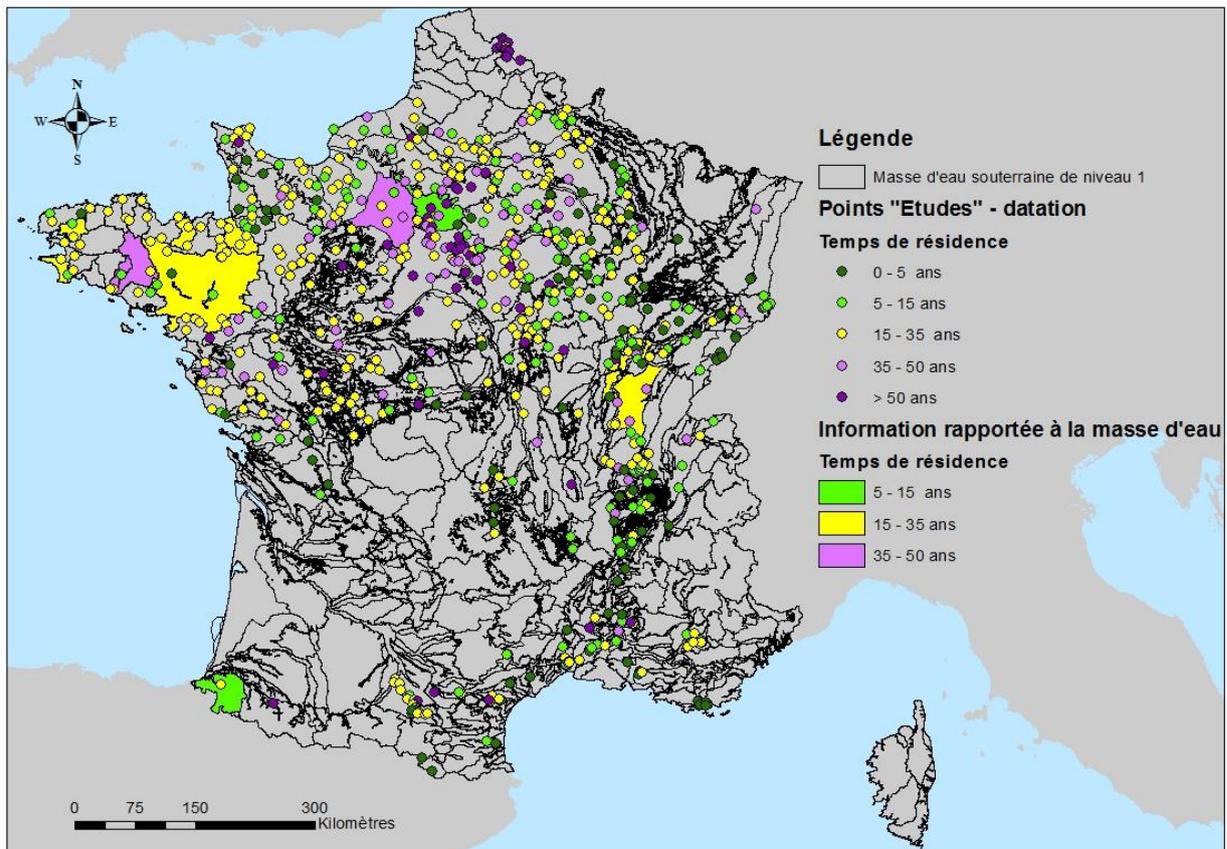


Illustration 39 : Gammes d'âges apparents disponibles au point d'eau et à la masse d'eau *

Les gammes d'âges indiquées dans l'illustration 39 proviennent d'informations issues de la littérature parfois données au point avec code BSS (permettant une parfaite localisation et rattachement à une unité de travail), avec une localisation sur une carte ou indication de communes d'appartenance (rattachement moins précis) ou à l'échelle d'un secteur/masse d'eau.

Conclusion

Dans un premier temps les âges apparents des eaux souterraines (zone saturée) ont été confrontés au temps de transfert en zone non saturée. On constate globalement une bonne cohérence de ces deux informations. A l'échelle de la France métropolitaine il n'est pas possible et hors du champ de l'étude d'analyser systématiquement chacune des masses d'eau afin de déterminer de possibles incohérences entre les temps de transfert en ZNS et l'âge apparent des eaux en zone saturée. Ceci est d'autant plus compliqué que certains points d'eau datés se situent en zone de recharge, d'autres plus loin le long de la ligne de flux. Ainsi il est difficile d'extrapoler l'information obtenues au point à une unité de travail.

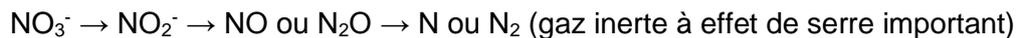
Les âges apparents estimées par outils géochimique ont toutefois été directement utilisées pour les alluvions et aquifères fluvio-glaciaires. Pour les autres contextes, et lorsque possible, ce sont les temps de transfert au travers de la zone non saturée qui ont été pris en compte dans le calcul du décalage entre surplus azoté et arrivée du nitrate en zone saturée.

5. Facteurs d'atténuation

5.1. DENITRIFICATION

5.1.1. Principes fondamentaux

La dénitrification est un processus biogéochimique qui permet la réduction du nitrate en gaz inerte selon le schéma suivant :



Diverses conditions doivent être réunies pour permettre la diminution d'oxygène et donc de la consommation de l'oxygène présent dans le nitrate ou dénitrification dans le système hydrogéologique. Cette diminution d'oxygène s'opère en présence de bactéries dénitrifiantes et d'une source organique dans le cas d'une dénitrification hétérotrophe et en présence d'un réducteur minéral, comme la pyrite, pour la dénitrification autotrophe. Le processus classique de dénitrification dit hétérotrophe compte sur l'oxydation microbienne du carbone organique comme donneur d'électron. Un autre type de dénitrification, dit autotrophe, utilise le fer ou l'oxydation microbienne des sulfures en sulfates comme donneurs d'électrons. Ainsi, les eaux souterraines contenant des concentrations importantes en fer sont souvent pauvres en nitrate. Certaines conditions doivent être réunies pour que le processus de dénitrification puisse avoir lieu dans le milieu naturel : les facteurs dits proximaux sont l'oxygène, la disponibilité en azote oxydé et substrat carboné pour la dénitrification hétérotrophe ou de fer /sulfates pour la dénitrification autotrophe.

L'évolution et les variations des trois facteurs (oxygène, présence d'azote, substrat carboné ou présence de fer /sulfates) dans le système hydrogéologique conditionnent l'existence/l'importance de la dénitrification des eaux souterraines. Les principaux facteurs jouant sur l'importance et les vitesses de dénitrification dans le système hydrogéologique ont été synthétisés par Rivett et al. (2008 ; Illustration 40).

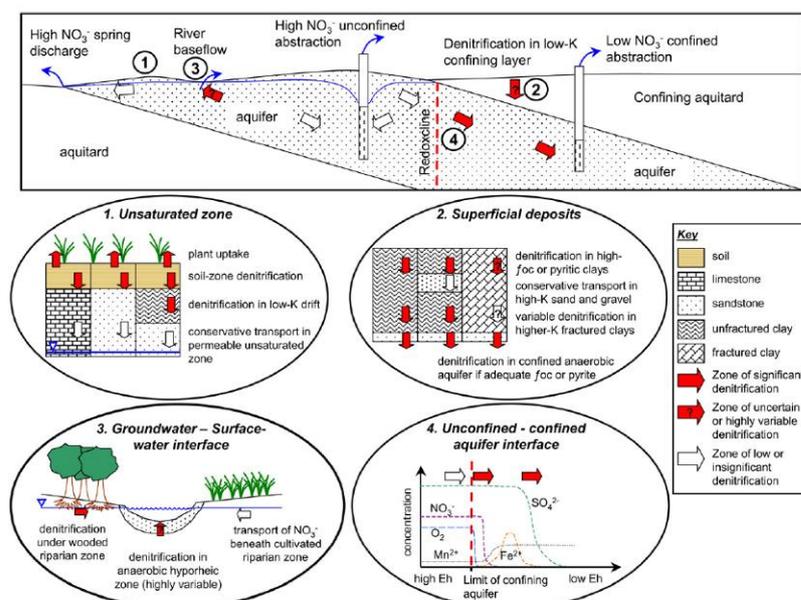


Illustration 40 : Modèle conceptuel de l'occurrence de la dénitrification dans les eaux souterraines – Rivett et al. (2008)

Les facteurs à prendre en compte pour estimer la présence et l'importance des processus de dénitrifications sont multiples (vitesse d'écoulement des nappes, concentration en oxygène, concentration en azote (NO_3 , NO_2 , NH_4), fer (fer total, Fe^{2+}), sulfate, abondance des bactéries dénitrifiantes, présence de pyrite et biotite...). Ces processus se produisent dans les sols, la zone non saturée, au sein de l'aquifère, dans la zone hyporhéique, ... Toutefois il est possible de ne s'intéresser qu'aux facteurs indicateurs des processus de dénitrification plutôt que de tenter de modéliser les processus en tenant compte de toutes les variables qui rentrent en jeu.

Dans les eaux souterraines les paramètres intéressants à regarder pour évaluer la présence/absence de processus de dénitrification au sein des aquifères sont donc : potentiel rédox (Eh), teneurs en oxygène dissous (en % ou mg.l^{-1}), concentrations en différentes formes de l'azote (NO_3 , NO_2 , NH_4), la concentration en fer et manganèse (présence de cet élément est indicateur de milieux réducteurs), les concentrations en sulfates. Le pH joue également un rôle sur les processus de dénitrification mais les conditions favorables à une dénitrification hétérotrophe s'étendent de pH 5,5 à pH 8, gamme qui couvre donc une très grande partie des eaux souterraines en France. Ce paramètre serait donc a priori moins pertinent que d'autres. De même de fortes teneurs en chlorures peuvent inhiber les processus de dénitrification. Toutefois, seules des valeurs fortes ($[\text{Cl}] > 20\,000\ \text{mg.l}^{-1}$) semblent influencer la dénitrification, valeurs peu communes des eaux souterraines non côtières.

Cartographie des concentrations en nitrate

Pour les tests méthodologiques, une extraction des données de tous les points d'eau de l'ensemble des réseaux excepté la surveillance des installations classées a été faite à partir de la base de données des eaux souterraines ADES (extraction mai 2014, tous points d'eau confondus, et toutes données disponibles y compris des aquifères sous couverture). Comme les premiers travaux ont été effectués à partir de moyennes, minima et maxima il était important de pouvoir retirer du jeu de données les valeurs extrêmes « douteuses ». Pour cela les données supérieures aux valeurs maximales d'alerte utilisées lors du chargement de données dans ADES ont été retirées. Ces valeurs d'alerte sont : NO_3 : $150\ \text{mg.l}^{-1}$, SO_4 : $300\ \text{mg.l}^{-1}$, Cl : $250\ \text{mg.l}^{-1}$, pH : 14, NH_4 : $4\ \text{mg.l}^{-1}$, fer total : $1000\ \text{mg.l}^{-1}$, Mn : $200\ \text{mg.l}^{-1}$, O_2 : $10\ \text{mg.l}^{-1}$, NO_2 : $2\ \text{mg.l}^{-1}$

17059 points d'eau ont été retenus pour ces tests. La répartition et concentrations minimales et maximales en nitrate de ces points sont cartographiées en Illustration 41 et Illustration 42. Sur ces cartes l'ensemble des jeux de données a été représenté sans tenir compte de la valeur d'alerte des nitrates ($150\ \text{mg.l}^{-1}$). Ces points sont répartis de manière assez homogène sur l'ensemble de la métropole à l'exception du Massif central, le Massif armoricain et le sud-ouest où le nombre de points est moins important.

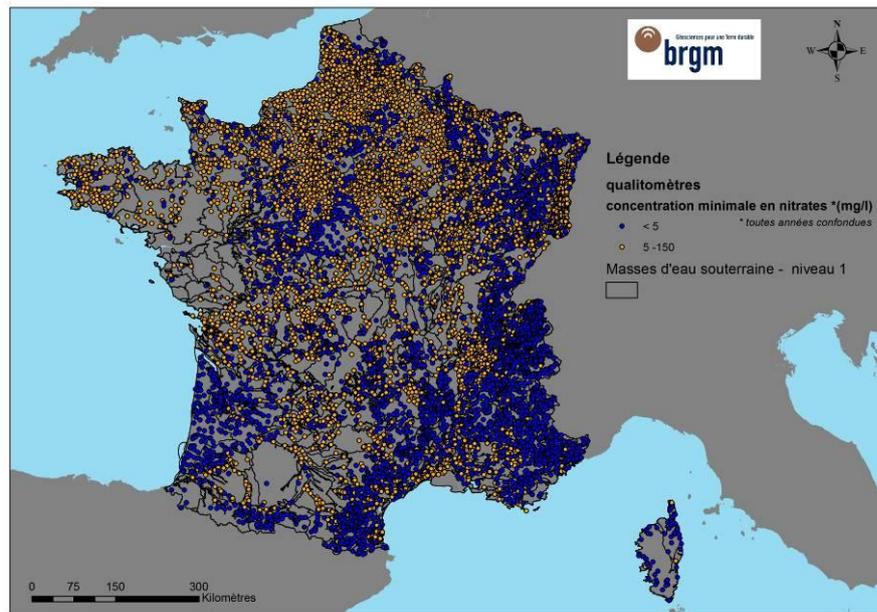


Illustration 41 : Cartographie de la concentration minimale en nitrate (toutes années confondues)

Les qualitomètres captant *a priori* les aquifères de niveau 1 ayant une concentration minimale en nitrate inférieure à 5 mg.l⁻¹ représentent 48,5 % de l'ensemble des points. 28,3 % de l'ensemble des points ont des concentrations maximales en nitrate inférieures à 5 mg.l⁻¹. Ces points ont une profondeur moyenne de 137 m (1524 ouvrages sur les 4832 ont une profondeur renseignée).

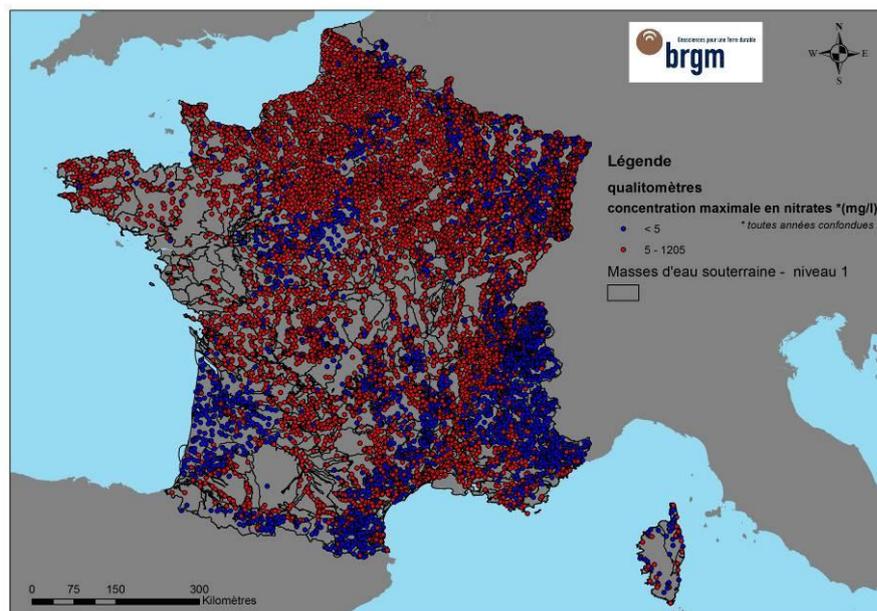


Illustration 42 : Cartographie de la concentration maximale en nitrate (toutes années confondues)

Indépendamment de la répartition de la pression liée au nitrate, les deux cartes représentant les concentrations maximales et minimales en nitrate dans les eaux souterraines, permettent de cibler les premiers secteurs susceptibles d'être le siège de processus de dénitrification (teneurs maximales < 5 mg l⁻¹) comme :

- les zones de captivité (calcaires tertiaires de Beauce captifs, craie sous recouvrement des argiles des Flandres...);
- les secteurs où la profondeur de la nappe est élevée (cas des qualitomètres associés à la masse d'eau Calcaires et sables de l'oligocène à l'ouest de la Garonne...);
- les zones de socles;
- et les zones où la présence d'argiles joue un rôle conséquent dans les conditions d'oxydo-réductions (sables et argiles de Sologne...).

5.1.2. Réalisation d'une carte des zones propices à la dénitrification des eaux souterraines

Pour réaliser cette cartographie,

- la première étape a consisté à analyser les indicateurs susceptibles de caractériser le phénomène de dénitrification en utilisant les données ponctuelles des concentrations de différents paramètres pertinents (NO_3^- , fer total, Fe^{2+} , SO_4^{2-} , O_2 dissous, Eh...) et la profondeur des ouvrages pour appréhender indirectement la notion de niveau d'eau, de captivité et de zones humides. La seconde étape consiste à confronter les résultats à des paramètres qualitatifs comme la présence d'argiles (délimitant géographiquement le caractère libre ou captif des aquifères) et la lithologie dominante de la masse d'eau (présence de pyrite ou autres minéraux riches en fer).

Des premiers tests d'analyse des indicateurs susceptibles de caractériser le phénomène de dénitrification ont été réalisés en 2014 suivant deux méthodes. La première consiste à appliquer des valeurs sur la répartition des concentrations de certains paramètres en suivant un arbre de classification prédictive du phénomène de dénitrification (arbre de classification). Pour cela on a suivi la méthode proposée par Hinkle and Tesoriero (2014). Pour la deuxième méthode une typologie de la dénitrification en générant une classification statistique a été initiée.

Suite aux tests réalisés en 2014, une carte des zones propices à la dénitrification a été réalisée en utilisant les deux approches (arbre de classification et statistiques) décrites dans les paragraphes suivants et en incluant quelques modifications sur les statistiques utilisées et sur certaines valeurs seuils pour la méthode de l'arbre de classification.

Les données utilisées

Une extraction des données de tous les points d'eau (ou ouvrage ou qualitomètre) de l'ensemble des réseaux sauf celles issues de la surveillance des installations classées a été faite en mai 2014 à partir de la base de données des eaux souterraines ADES, sur l'ensemble des données disponibles. La médiane et le percentile 90 ont été calculés pour l'ensemble des paramètres afin de limiter le poids des valeurs erronées et/ou extrêmes : le nitrate, l'oxygène dissous, le fer, l'oxyde ferreux, le manganèse, le sulfate, le chlorure, le pH et la température. L'ensemble de ces analyses correspondent à 30 589 qualitomètres répartis sur l'ensemble de la métropole.

Les données sur la profondeur des ouvrages sont issues de la base de données du sous-sol (BSS, Infoterre). Un travail important a été mené pour vérifier l'appartenance des points d'eau, utilisés pour les deux méthodes d'analyse de la dénitrification, à des masses d'eau souterraines de niveau 1. Les points d'eau associés à des masses d'eau de niveau 1 qui ont une partie sous recouvrement ont été maintenus dans l'échantillonnage.

Méthodes mises en œuvre et résultats obtenus

Première approche : l'arbre de classification

Cette méthode de l'arbre de classification a été appliquée sur la médiane et sur le percentile en utilisant le fer, le manganèse et l'oxygène dissous. Ce sont des éléments sensibles aux processus rédox et qui sont mesurés régulièrement dans les eaux souterraines. Les qualimètres ayant des données utilisables, pour cette approche, sont au nombre de 21983. Les limites utilisées pour l'oxygène dissous ont été ramenées à 2 mg.l⁻¹ et 1 mg.l⁻¹ pour tenir compte de l'incertitude de la mesure in situ (Illustration 43).

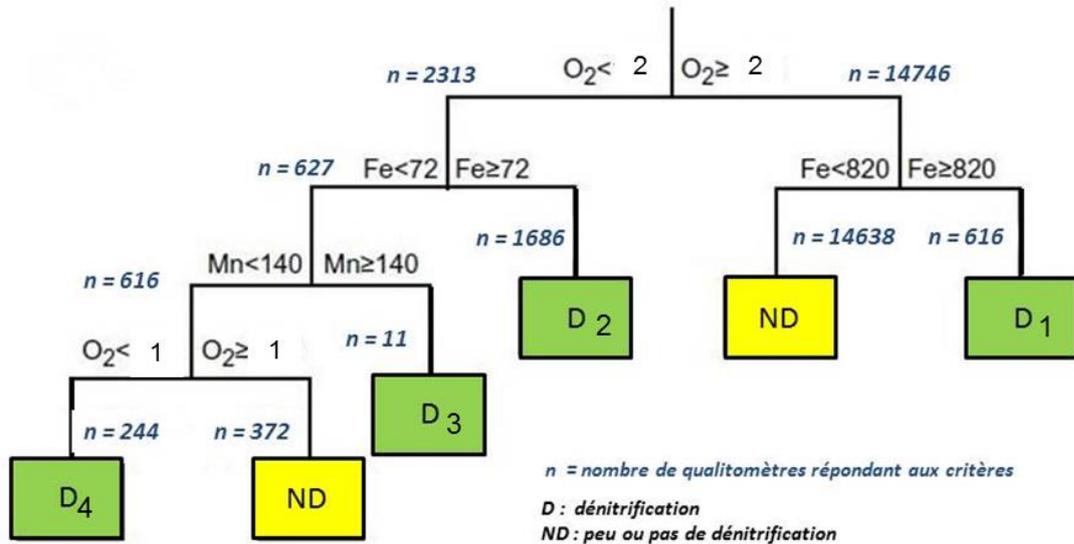
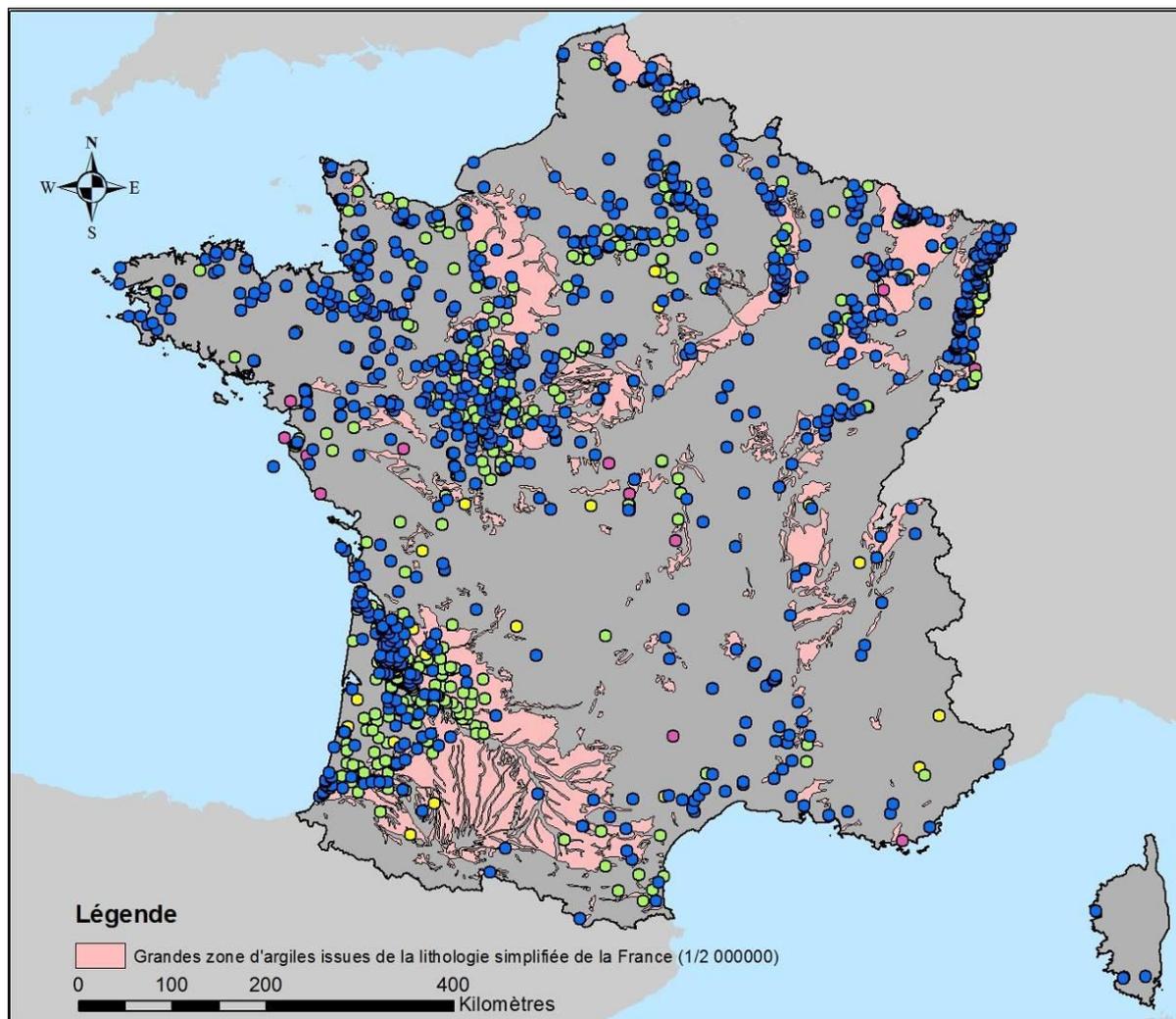


Illustration 43 : Arbre de classification appliqué à l'ensemble des qualimètres en 2015 (modifié d'après Hinkle and Tesoriero, 2014)

L'application de cet arbre de classification sur les valeurs du percentile 90 et de la médiane ont permis d'identifier 1529 qualimètres captant des eaux qui ont pu potentiellement partiellement ou entièrement faire dénitrier. Ces points sont principalement localisés au nord d'une limite Poitiers-Mulhouse et en Aquitaine (Illustration 44).



Points susceptibles de dénitrifier

type / arbre de classification

- D1 : concentration en O₂ > ou = 2 mg/l et en fer > ou = 820 µg/l
- D2 : concentration en O₂ < 2 mg/l et en fer > ou = 72 µg/l
- D3 : concentration en O₂ < 2 mg/l , en fer < 72 µg/l et en Mn > ou = 140 µg/l
- D4 : concentration en O₂ < 2 mg/l , en fer < 72 µg/l , Mn > ou = 140 µg/l et O₂ < 1 mg/l

Illustration 44 : Localisation des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées

Sans tenir compte des pressions, l'analyse des 1529 ouvrages captant des eaux potentiellement dénitrifiées montre que :

- 73,4 % des points ont un percentile 90 en nitrate ≤ à 5 mg.l⁻¹;
- 12,6 % des points ont un percentile 90 en nitrate > à 5 mg.l⁻¹ et ≤ à 15 mg.l⁻¹;
- et 14 % ont un percentile 90 supérieur à 15 mg.l⁻¹.

Paramètres / Statistiques	Percentile 90 – NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Médiane NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Percentile 90 oxygène dis. (mg.l ⁻¹)	Percentile 90 Fer total (µg.l ⁻¹)	Percentile 90 Manganèse (µg.l ⁻¹)	Profondeur (en m)
minimum	0,003	0	0,05	5	0.14	2
moyenne	6,98	4,48	4,95	2342	241	142
maximum	142	123	188	50000	10000	2419
Nombre de qualitomètres	1529	1463	1529	1529	1529	1364

Illustration 45 : Analyse statistique des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées

Les concentrations en fer et manganèse sont discriminantes puisque aucun seuil n'a été appliqué lors du tri des données. L'analyse de ces points captant des eaux potentiellement dénitrifiées (Illustration 45) montre une profondeur assez élevée pour certains ouvrages qui appartiennent à des masses d'eau qui sont en partie sous recouvrement.

Deuxième approche : Classification statistique et typologie

La méthode statistique des K-means (en utilisant le logiciel XLSTAT) permet de faire une classification en regroupant les éléments avec une forte similarité en fonction de paramètres quantitatifs. L'objectif est de classer les points de prélèvement selon leur potentiel de dénitrification. Les paramètres pris en compte sont les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, sulfate, oxygène dissous, fer total, pH et température. Les statistiques disponibles pour ces paramètres sont le minimum, le maximum, la moyenne, la médiane et le percentile 90. Pour ce travail il n'a pas été réalisé de prétraitement des données d'ADES comme pour l'étude par arbre de classification. Quelques valeurs extrêmes seraient sans doute à écarter pour améliorer les résultats obtenus.

En se basant sur les principes des conditions d'oxydo-réduction propices à la dénitrification, plusieurs combinaisons de paramètres ont été choisies pour établir une classification des qualitomètres selon la méthode du K_means. Les principaux essais sont synthétisés et présentés dans l'illustration 46.

Pour réaliser cette classification, l'ensemble des paramètres présents dans la liste décrite ci-dessus sont combinés et utilisés sans pondération. En résultat, les données analysées sont réparties sous forme de cinq classes.

Paramètres	NO3	O2	Fer	CL	Mn	SO4	Température	Profondeur	pH
essai 1	min	min	per90	per90	per90	per90	per90	valeur	x
essai 2	min et per90 *	min	per90	per90	per90	per90	per90	valeur	x
essai 3	x	min et per90	per90	per90	per90	per90	per90	valeur	per90
essai 4	per90	per90	per90	per90	per90	per90	x	x	x
essai 5	médiane	médiane	médiane	médiane	médiane	médiane	x	x	x

* per90 : percentile 90

Paramètres	Nombre points	Conditions sur la sélection des points	Commentaires
essai 1	9657	percentile 90 > 0 et min >0	classe 1 non dénitrifiante prépondérante (95 % des résultats)
essai 2	9748	percentile 90 > 0 et min >0	classe 1 non dénitrifiante prépondérante (95 % des résultats)
essai 3	4835	per90_NO3 > ou = 15 mg/l et min > 0	données d'entrée réduite
essai 4	21894	percentile 90 > 0	classe 1 non dénitrifiante prépondérante (98,5 % des résultats)
essai 5	21346	médiane >0	classe 1 non dénitrifiante prépondérante (99 % des résultats)

Illustration 46 : Tableaux synthétiques des principales classifications K-means

Si on regarde plus précisément les essais 4 et 5 qui utilisent le percentile 90 et la médiane où le nombre de qualimètres est sensiblement le même que la méthode de l'arbre de classification, on constate que la classe 1 représente plus de 99 % des résultats.

Pour illustrer les résultats, seul l'essai 5 est détaillé et représenté sur l'illustration 47. Les cinq classes montrent les résultats suivants :

- La classe 1 majoritaire et non dénitrifiante ;
- La classe 2 regroupe des points dont les concentrations en fer sont élevées et celle en oxygène dissous faible (soit deux conditions pour une dénitrification possible) et des concentrations en nitrate faible ;
- La classe 3 représente plutôt un pôle fer, sulfate et manganèse dominant mais la concentration en oxygène dissous est élevée ;
- La classe 4 c'est le manganèse qui domine avec du fer avec des valeurs plus faibles que la classe 3 ;
- et la classe 5 représente des points d'eau avec des concentrations très fortes en chlorure et en sulfate associées à des valeurs moins élevées mais encore notables pour le fer et le manganèse.

Classe	per90_no3	per90_CL	per90_SO4	per90_O2	Per90_fer	Per90_Mn	Nombre de points
1	17,8	23,6	34,8	9,1	132,4	29,9	21570
2	7,1	82,9	74,7	6,0	6358,2	431,5	252
3	10,6	643,2	572,8	9,7	36458,2	2006,8	26
4	7,8	1847,1	376,1	6,6	1545,9	5346,4	27
5	12,7	19314,7	2264,9	4,8	4238,7	24412,0	18

Illustration 47 : Tableau détaillé des barycentres (en mg.l⁻¹) par classe – essai n°5

Les classes 2, 3, 4 et 5 correspondent à des conditions susceptibles de dénitrification. L'ensemble de ces classes représente 423 qualitomètres répartis principalement au nord du territoire (Illustration 48).

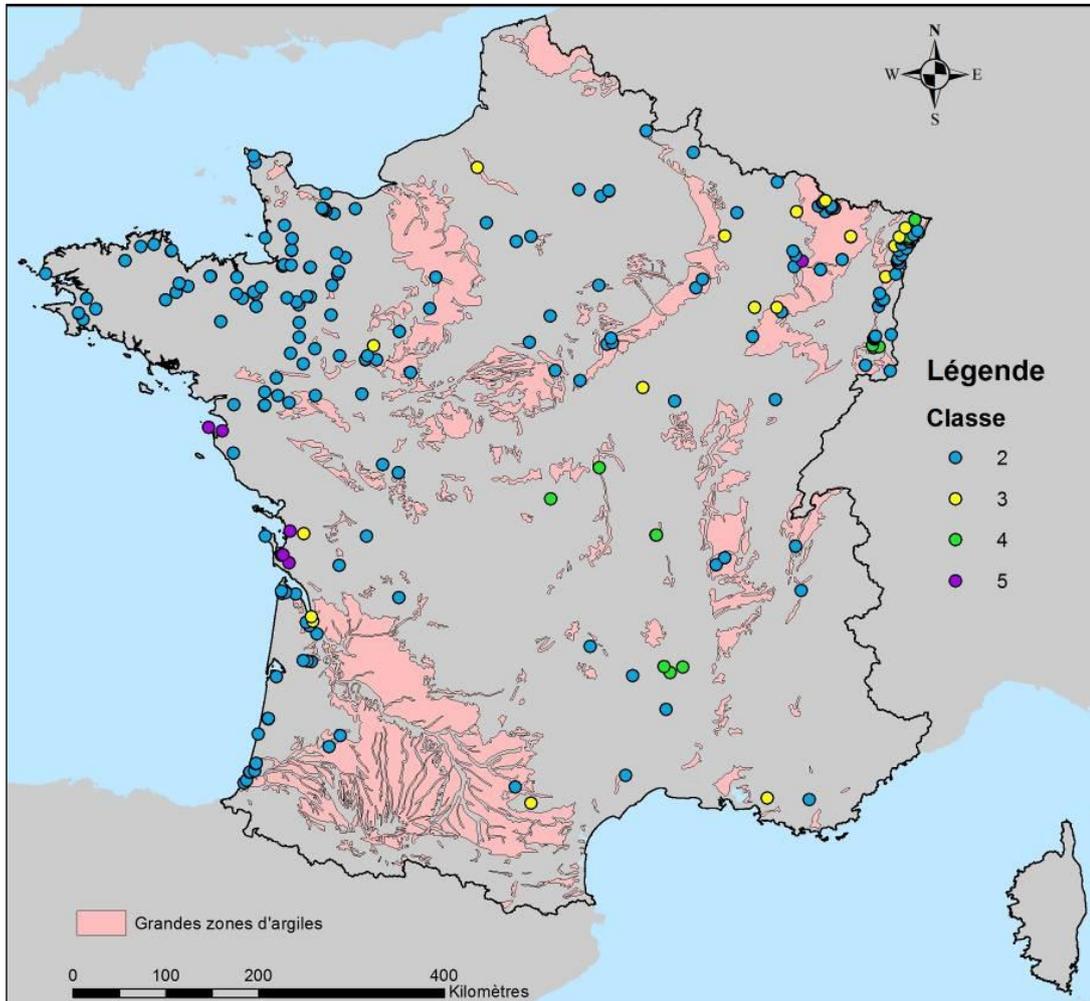


Illustration 48 : Carte des points susceptibles de dénitrifier –essai 5 – Méthode K-means

Ces points ont été comparés à ceux identifiés grâce à la première méthode d'analyse (arbre de classification). On obtient une bonne correspondance entre les deux résultats.

Choix de la méthode retenue entre l'arbre de classification et la classification k_means

Comparativement à la méthode de l'arbre de classification, l'application statistique K-means n'est pas très concluante car elle ne permet pas de bien discriminer les qualitomètres susceptibles de dénitrifier. Les résultats des différents essais montrent la prépondérance d'une classe par rapport aux autres (à plus de 95 % la plupart des cas).

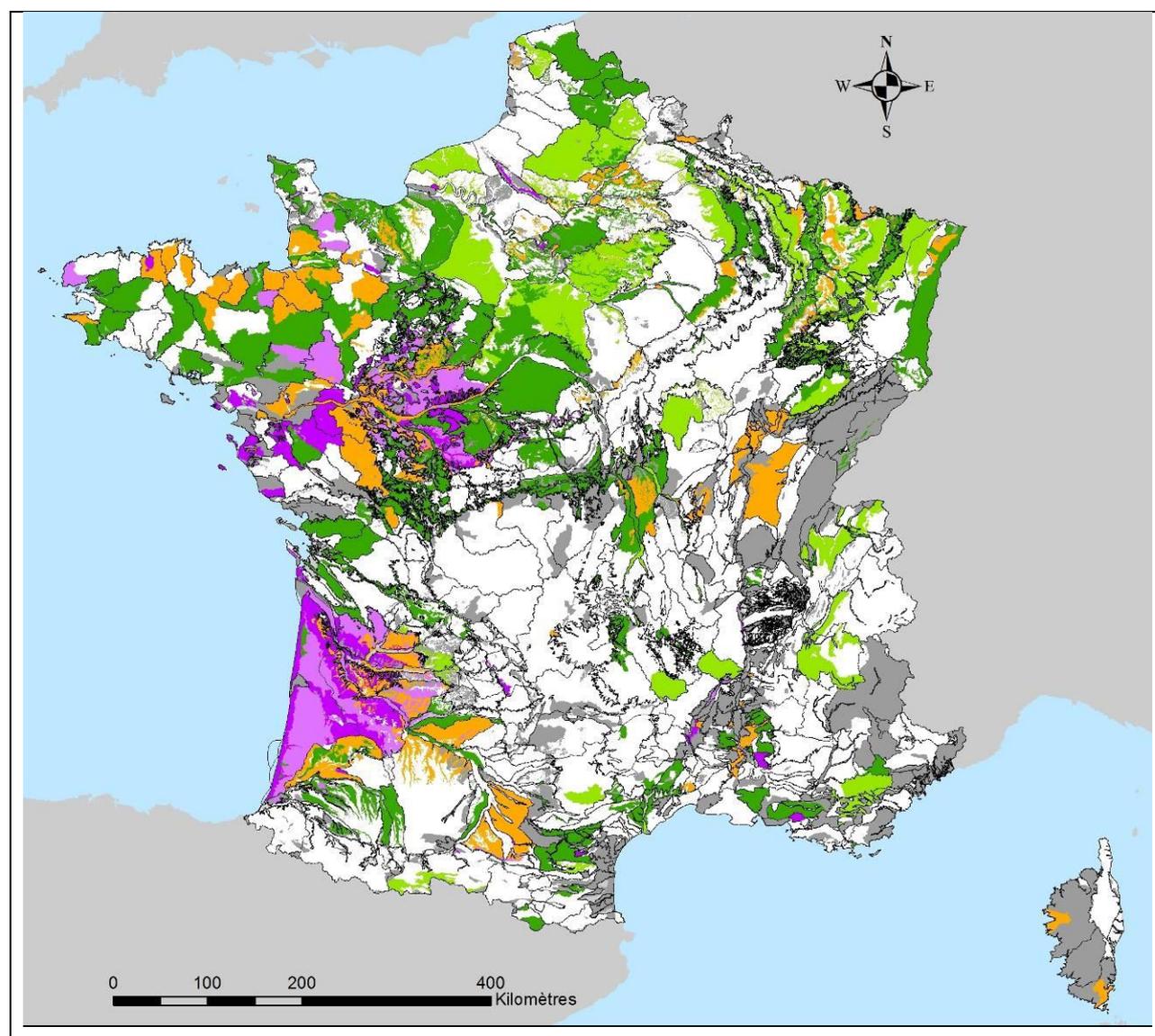
Si on compare les paramètres utilisés à ceux de la méthode de l'arbre de classification, le choix d'utiliser la concentration en nitrate dans les paramètres à analyser, introduit forcément un biais dans la méthode. En effet, certains points dénitrifient mais ils ont des concentrations en nitrate élevées et n'apparaissent donc pas dans les classes 2 à 5 (susceptibles de dénitrifier).

Pour certains essais, les contraintes appliquées sur les statistiques des concentrations des paramètres ont fortement réduit le panel des qualitomètres, écartant de ce fait des points dénitrifiant potentiels.

5.1.3. Carte des zones susceptibles de dénitrification

Pour élaborer la carte des zones susceptibles de dénitrification pour les eaux souterraines du territoire métropolitain, nous avons utilisé uniquement les 1529 ouvrages identifiés grâce à la méthode de l'arbre de classification (Illustration 49).

La principale difficulté dans ce type de cartographie est de spatialiser et d'agréger des données ponctuelles à l'échelle des unités de travail. Une des propositions faites est de calculer le pourcentage de points susceptibles de dénitrifier au sein de chaque unité de travail.



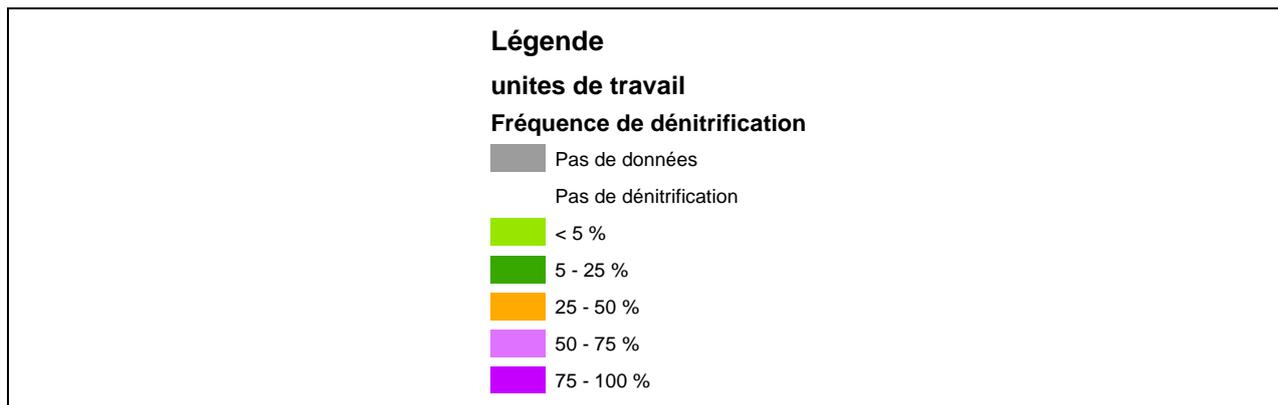


Illustration 49 : Carte représentant le pourcentage des points captant des eaux potentiellement dénitrifiées par unité de travail

5.1.4. Exemple de résultats : les masses d'eau FRGG001 et FRGG010

Une cartographie simplifiée des indices de dénitrification selon les formations géologiques a été réalisée en 1992 (Talbo et al., 1995). Sur cette carte (Illustration 50), les deux masses d'eau souterraines sont concernées par des indices de dénitrification allant de 40 à 80 %.

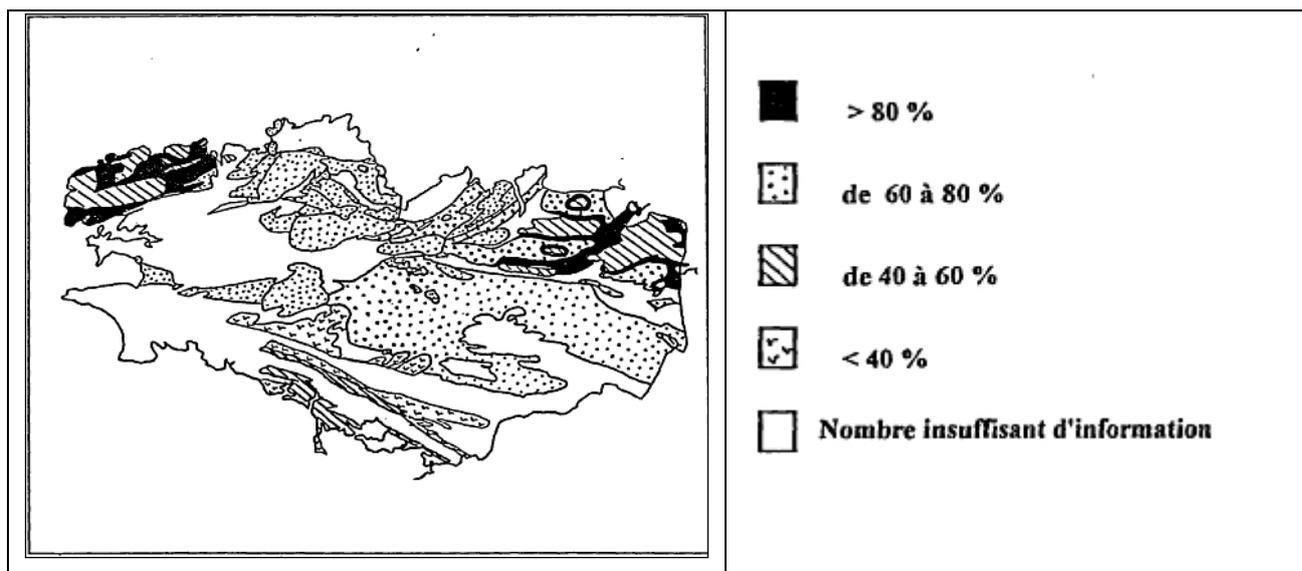


Illustration 50 : Pourcentage d'analyses connues présentant un indice de dénitrification en sous-sol - Classement par formations géologiques (source : Talbot et al., 1995)

La masse d'eau souterraine « Le Léon » (FRGG001) a une lithologie dominante de granites et un fond géochimique naturel composé d'arsenic, de fer et de manganèse.

- Le BAS LEON a une eau minéralisée à très minéralisée, à pH basique, contenant plus ou moins de fer (issu de la Pyrite) et du manganèse.
- Le HAUT LEON possède une eau minéralisée, à pH basique, plus ou moins chargée en fer, en manganèse et en sulfates.

La masse d'eau souterraine « Le Blavet » (FRGG010) a une lithologie dominante de schistes et de granites dans le flanc ouest du bassin versant.

Les études sur ce bassin versant montrent un fond géochimique marqué par du manganèse, du fer et des sulfates. Des processus de dénitrification ont été observés et confirmés par plusieurs études (Talbo et Martin, 1988 ; Widory et al. 2004 ; Pauwels et al., 1997 ; Pauwels et al., 2010).

Un premier test utilisant la méthode de l'arbre de classification a été réalisé sur deux masses d'eau de Bretagne (Illustration 51). On constate une bonne adéquation entre la carte présentée plus haut et les résultats du test.

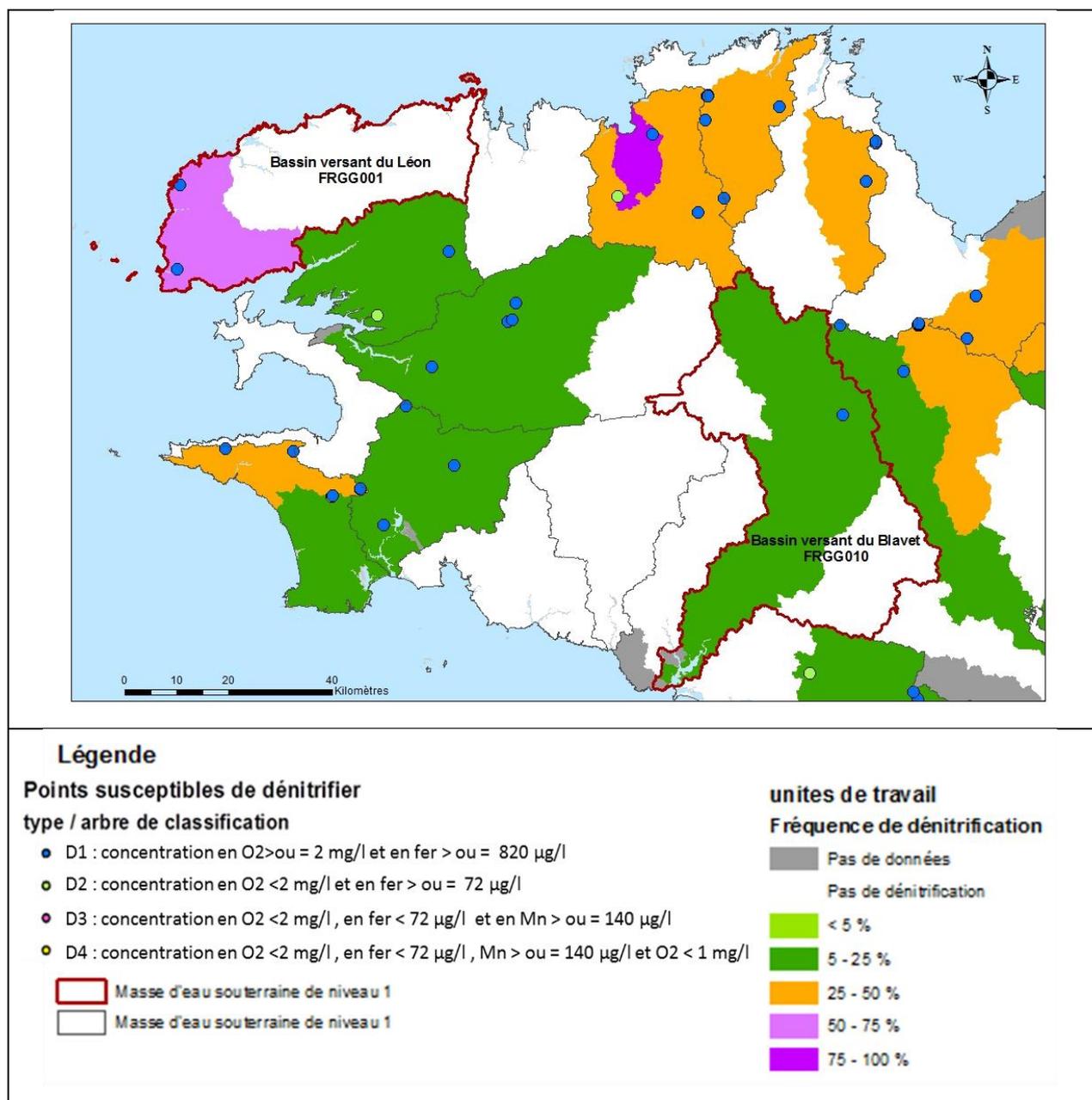


Illustration 51 : Masses d'eaux FRGG001 et FRGG010 – zones propices à la dénitrification par unité de travail

D'après les connaissances régionales et pour quelques cas concrets décrits ci-dessous la méthode d'estimation des points susceptibles de dénitrification par arbre de classification semble pertinente. On relève entre autres :

Auvergne : Un point, 05986X0077/S1 sur la commune de la Ferté-Hauterive (03) est connu comme dénitrifiant. Ce point est classé comme susceptible de dénitrification par la méthode de l'arbre de classification.

En Picardie-Nord-Pas-de-Calais, on observe une dénitrification importante dans les vallées et zones humides tourbeuses sur les nappes de la craie et du Tertiaire. La surcouche tourbe de BDLisa pourrait être utilisée pour indiquer des secteurs à dénitrification probable. D'autre part la craie est connue pour dénitrifier lors de son passage sous recouvrement tertiaire (ou sous les vallées alluviales, Simon, 1986 ; Mariotti and Landreau 1988 ; Martin-Bordes et al., 2006). C'est dans cette configuration que se placent les quelques points qui ressortent lors du traitement par arbre de classification. Toutefois il n'est pas possible d'étendre cette information à l'ensemble d'une masse d'eau ou d'une entité BDLISA car ce contexte spécifique est le plus souvent de faible extension.

Dans la basse vallée de la Bassée aval, une étude réalisée par le BRGM (Gourcy et al., 2007) a montré qu'une dénitrification était fréquente mais uniquement en rive droite du fleuve. L'application de la méthode de l'arbre de classification fait ressortir la présence de cinq points potentiellement dénitrifiés en rive droite et aucun en rive gauche, ce qui correspond bien aux résultats de l'étude fine réalisée en 2007.

Sur la plaine de l'Ain il a été démontré (Simon, 1986) que les faibles concentrations en nitrate sur certains points n'étaient pas liées à des processus de dénitrification. Du traitement par arbre de classification aucun point d'eau ne ressort sur cette masse d'eau.

Ainsi les connaissances locales viennent confirmer les résultats obtenus au point par traitement automatique des données d'ADES (méthode de l'arbre de classification et K-means). Toutefois, du fait de l'aspect souvent très localisé (à l'exception des aquifères majoritairement captifs non pris en compte dans cette étude et de la Bretagne) il paraît peu pertinent, à cette échelle de travail, d'étendre l'information à l'unité de travail.

5.1.5. Autres données de la littérature sur la dénitrification

Diverses études ont été effectuées en France sur les processus de dénitrification et sur la détermination de l'existence de tels processus.

Dans la pointe Bretonne (Côte d'Armor, Finistère, Ille-et-Vilaine, Morbihan), les formations de gneiss et micaschistes sont les plus fortement dénitrifiées alors que le processus de dénitrification ne concerne qu'une partie des aquifères granitiques (Talbot et al., 1995). Des études plus poussées font ressortir dans leur grande majorité que les zones altérées ne présentent pas de processus de dénitrification alors que, pour les mêmes aquifères, la dénitrification est quasi systématique pour la partie profonde et fracturée des aquifères du fait de la présence de pyrite (dénitrification autotrophe) dans les roches avec toutefois un « épuisement » possible des surfaces de réaction au niveau des fractures (Pauwels et al., 2000 ; Pauwels et al., 2010 ; Boisson et al., 2013).

Dans des contextes géologiques similaires (aquifère de socle), des processus de dénitrification ont été mis en évidence dans les schistes et calcaires Cambrien (22% des points), les grès de Gahard (80% des points), schistes et grès du Briovérien et granodiorite. Ici aussi ce sont les forages les plus profonds (> 30m) qui présentent les plus forts pourcentages de points dénitrifiés (Duermael, 1997).

On peut considérer que les aquifères alluviaux sont fortement susceptibles de dénitrification. Des études ont permis de démontrer ces processus sur quelques sites, comme sur la nappe alluviale de la Bassée (Gourcy et al., 2010).

De même un grand nombre de forages profonds, captant des parties captives d'aquifères sont susceptibles de dénitrification. Dans la mesure où l'étude des pressions en azote se fait prioritairement sur les parties libres des aquifères, parties les plus impactées par les pressions azotées, ces captages et secteurs de masses d'eau semi-captives ou captives ne sont toutefois pas pris en compte dans le cadre de ce projet.

Conclusion

Les deux méthodes testées donnent de bons résultats comparés aux données de la littérature. La méthode par arbre de classification permet toutefois d'avoir un avis sur une possible dénitrification sur un plus grand nombre de point d'eau.

Toutefois le passage d'une information au point à une information à l'unité de travail reste délicat et ne peut se faire que par avis d'expert avec une bonne connaissance du fonctionnement hydrogéologique local.

5.2. DILUTION/MELANGE

Dans certains secteurs, et principalement les alluvions, on constate que de fortes pressions en nitrate n'entraînent pas systématiquement de fortes concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Ceci est le cas lorsque les eaux de surface de faibles concentrations en nitrate rechargent les eaux souterraines et entraînent alors une dilution des concentrations en nitrate de la nappe. Dans les alluvions, la présence de matière organique et de dépôts fins entraîne également localement des conditions réductrices favorables à la dénitrification. Ainsi, pour les alluvions deux processus dominant peuvent expliquer une différence entre pression et état des eaux vis-à-vis du nitrate, dilution et dénitrification.

Il semble difficile de rechercher tous les secteurs de possible recharge des aquifères par des eaux de rivière peu chargées en nitrate à l'échelle de la France. Deux pistes de travail peuvent être envisagées :

- L'analyse des secteurs où des études locales ont démontré l'influence des eaux de rivières sur les eaux souterraines ;
- L'analyse des secteurs où l'estimation par application de la méthode P/I nationale ne correspond pas aux concentrations moyennes en nitrate dans les eaux souterraines.

La recharge des eaux souterraines par les rivières influence, le plus souvent, un secteur limité des masses d'eau souterraine. Ainsi, à l'exception des masses d'eau de type alluvions le phénomène de dilution peut être négligé dans l'étude à l'échelle du territoire métropolitain.

A l'inverse les secteurs karstiques peuvent localement et temporairement recevoir des apports d'eau de surface à fortes concentrations en nitrate, augmentant ainsi les concentrations « attendues ». Seule une analyse locale peut permettre d'appréhender cette problématique.

6. Analyse de la pression « brute »

6.1. DEMARCHE

Afin de prendre en compte le décalage entre la pression pouvant impacter les eaux souterraines et l'arrivée du polluant dans la nappe, il est nécessaire de disposer de données historiques sur la pression. La base de données disponible sur l'ensemble du territoire Métropolitain et disposant de données historiques de surplus d'azote agricole calculées sur plus de quarante ans au moment de la réalisation de l'étude est celle issue des travaux de l'Université de Tours (Poivert et al., 2016).

D'autres approches d'estimation de la pression brute ont été étudiées. Ces travaux sont décrits en annexe 1.

La démarche d'analyse des données de cassis'N est résumée dans l'illustration 58. .

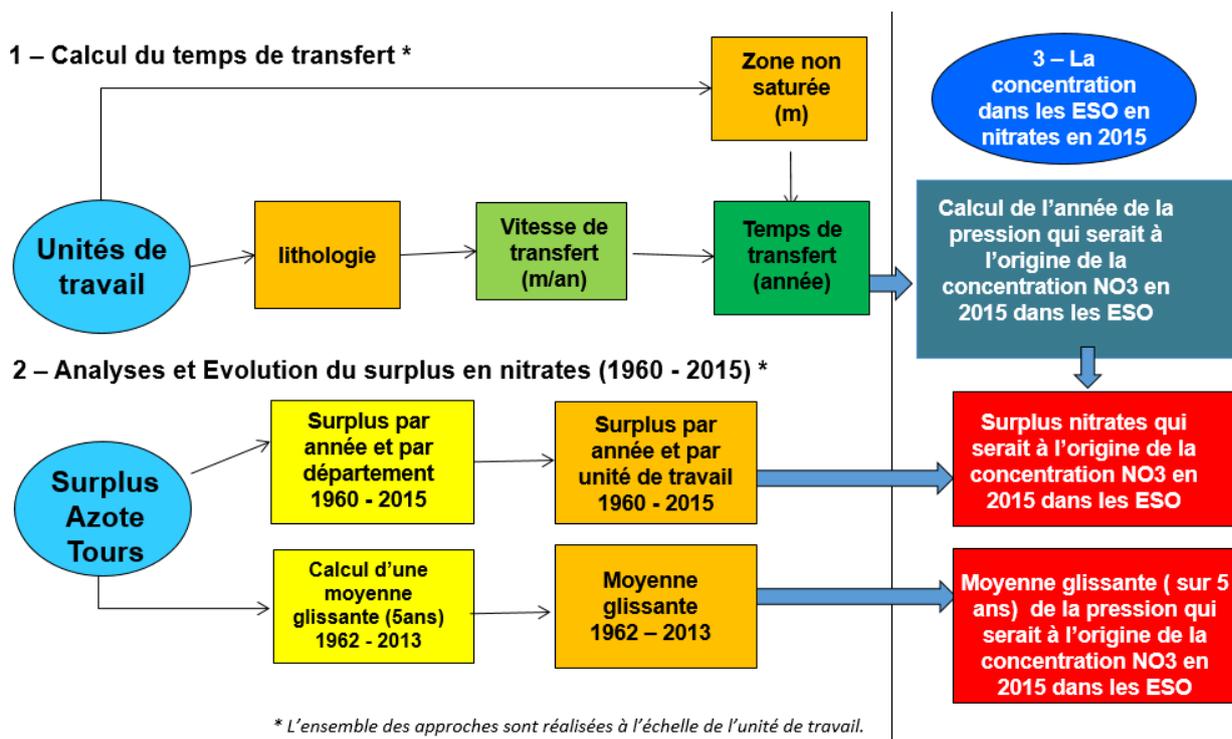


Illustration 52 : Schéma de l'approche proposée pour l'estimation de la pression à l'origine des concentrations en nitrate mesuré dans l'eau souterraine en 2015

6.2. CARACTERISATION DE LA PRESSION BRUTE

Les pressions azotées ont été évaluées à partir de l'application d'un modèle de balance azotée de surface du sol, appliqué à l'échelle départementale et de façon annuelle, sur la période allant de 1960 à 2015. Ce calcul réalisé par l'Université de Tours a permis d'obtenir des chroniques de pressions azotées sur 50 ans ainsi que leurs incertitudes associées. Le modèle utilisé est nommé Cassis_N. Les valeurs départementales sont reportées sur les unités de travail inclus dans

l'emprise du département en considérant pour les unités de travail s'étendant sur plus d'un département la valeur de surplus du département le plus représenté spatialement sur l'UT.

6.2.1. Estimation de l'année de la pression brute exercée sur les eaux souterraines actuellement

Afin de permettre de déterminer l'intensité des pressions susceptibles d'entraîner une dégradation de la qualité des eaux, il est nécessaire en première étape de préciser le décalage du fait des temps de transfert entre pression et impact, c'est-à-dire préciser quelle pression (année) est à l'origine de la qualité des eaux souterraines mesurée au niveau des points d'eau à un temps t. Le temps t est 2015, année prise comme année de référence afin de recalculer la période de pression qui a entraîné potentiellement une « contamination » des eaux souterraines par le nitrate. A partir de 2015 et en fonction du temps de transfert calculé pour chaque unité de travail (chapitre 4), on réalise une soustraction permettant de remonter à l'année de la pression « recalée ». Les résultats sont présentés dans Illustration 53.

Pour lire cette carte, en prenant l'exemple de l'unité de travail « **Formations tertiaires indifférenciées de Poitou-Charentes** », le temps de transfert calculé est de 7 ans. Ainsi, l'année de la pression recalée qui serait à l'origine des concentrations en nitrate mesurées dans les eaux souterraines en 2015 est 2008.

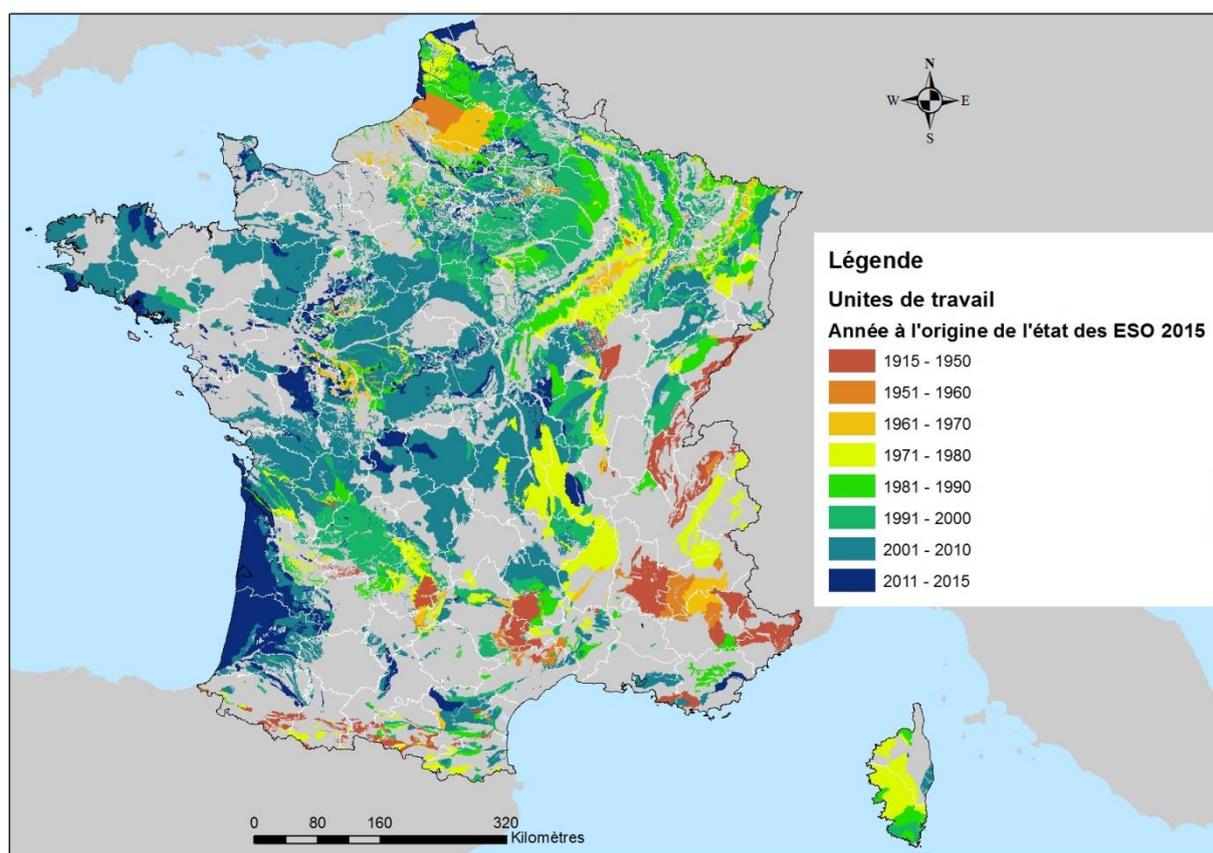


Illustration 53 - Année de la pression à l'origine des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines de 2015 (transport matriciel uniquement)

6.2.2. Importance de la pression brute à l'origine de la qualité des eaux souterraines en 2015

A partir de la période de la pression recalée calculée au paragraphe 6.2.1, l'importance de la pression agricole se déduit par une correspondance avec les données du surplus fournies par le modèle Cassis_N. Chaque unité de travail est ainsi renseignée et la carte de l'illustration 56 présente les niveaux de pressions selon 6 classes. Les unités de travail en bleu représentent une pression négative (il s'agit des années où les besoins ont été supérieurs à la fertilisation, notamment du fait de la minéralisation).

Les limites d'utilisation et les incertitudes

Le modèle Cassis_N de l'université de Tours permet aussi d'évaluer, pour chaque résultat, une incertitude et les limites d'utilisation de la donnée. Ces informations sont décrites dans le rapport (Poivert et al., 2016). Le rapport souligne trois points :

- « Le surplus azoté départemental renseigne la quantité d'azote introduite dans les sols agricoles et qui n'a pas été prélevé par les plantes. Cette quantité d'azote peut évoluer selon l'organisation au sein du stock d'azote du sol, le ruissellement de surface ou de sub-surface et la lixiviation. Cette valeur constitue donc un indicateur annuel de la pression azotée à l'échelle du département et ne peut en aucun cas être suffisant pour prédire un niveau de perte vers l'air ou l'eau sans l'aide d'une modélisation (Bockstaller et al., 2012).
- Les résultats obtenus ne sont valables qu'à l'échelle où ils ont été calculés, ainsi il n'est pas envisageable d'attribuer directement la valeur du surplus azoté départemental à une entité géographique plus petite et incluse dans ce département.
- Compte tenu de l'utilisation de valeurs ayant une part d'incertitude (teneur en azote, valeur d'excrétion, valeurs issues de volumes statistiques), il est important de considérer l'imprécision sur le résultat ».

L'imprécision moyenne donnée par le modèle Cassis_N est présentée sur l'illustration 54. Les imprécisions les plus fortes sont principalement localisées au nord-ouest et les plus faibles au sud-est.

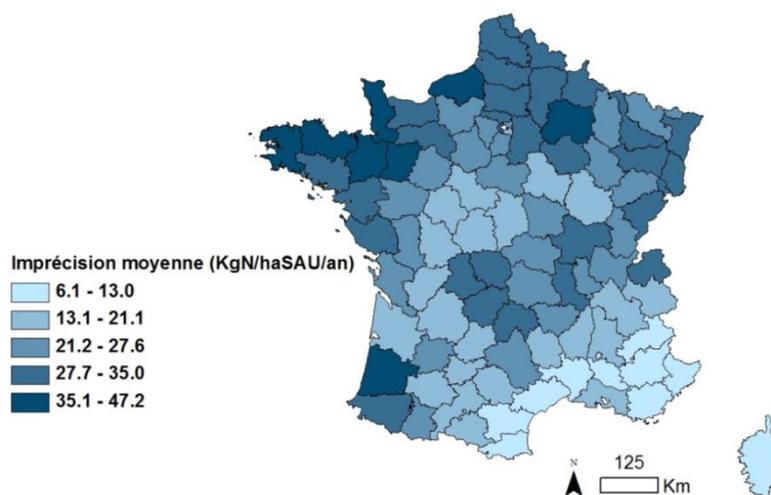


Illustration 54 - Les données de surplus du modèle Cassis_N : Imprécision départementale moyenne (1960 – 2015) (source : Poivert et al., 2016)

Prise en compte des incertitudes et des fortes variations annuelles

Du fait de ces incertitudes, d'une forte variabilité annuelle des surplus annuels calculés par le modèle Cassis_N et afin de tenir compte des incertitudes sur l'estimation des temps de transfert, il a été décidé de travailler sur des données de pression brute moyennées sur 5 ans par calcul de la moyenne glissante (Illustration 55).

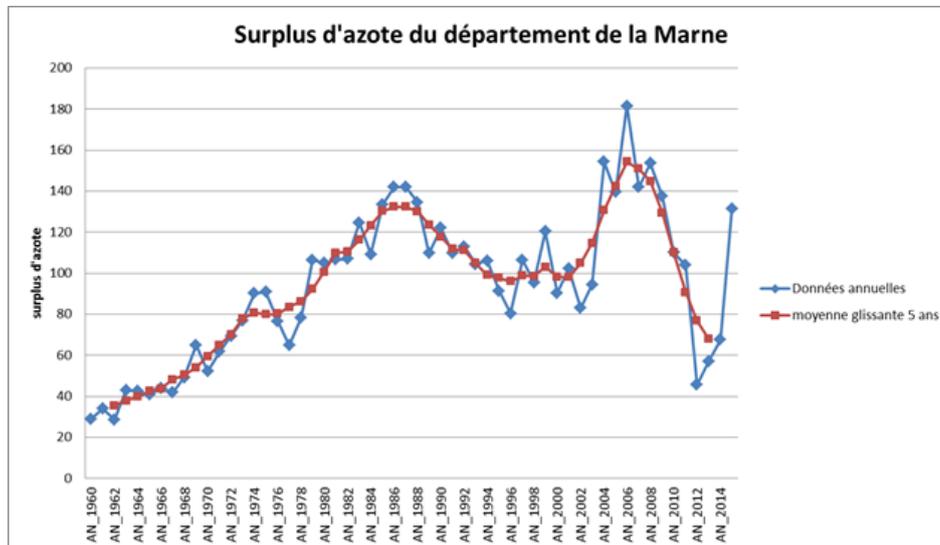


Illustration 55 - Données annuelles et moyenne glissante sur 5 ans des données de surplus azoté pour le département de la Marne

Cette moyenne glissante sur 5 ans a été utilisée comme étant la pression recalée par unité de travail qui serait à l'origine de la concentration en nitrate en 2015 (Illustration 56).

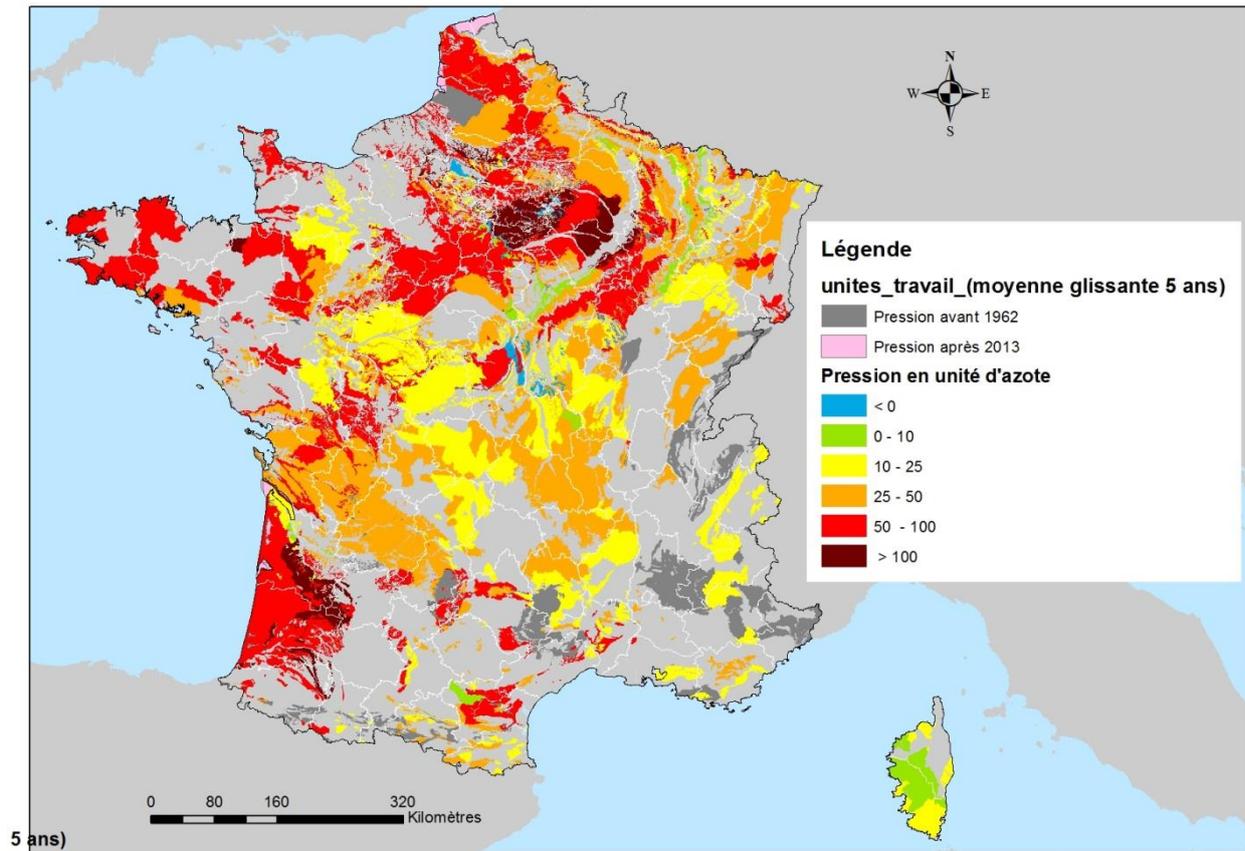


Illustration 56 - Pression recalée (moyenne glissante sur 5 ans) en unité d'azote par unité de travail à l'origine de la qualité des eaux souterraines en 2015

Pression avant 1962 : Il s'agit des pressions calculées avec des temps de transfert qui sont supérieurs à 45 ans.

Pression après 2013 : Il s'agit des pressions calculées avec des temps de transfert qui sont inférieurs à 2 ans (la pression recalée est calculée avec une moyenne glissante sur 5 ans et la dernière année calculée est celle de 2013).

Deux exemples sont proposés pour illustrer la démarche de calcul de la pression recalée :

- Exemple 1 : L'unité de travail de la craie du séno-turonien et celle des sables du Thanétien du Bassin parisien dans le nord de la France (Illustration 57).
- Exemple 2 : L'unité du travail du socle métamorphique dans les bassins versants de l'Argenton et du Thouet et celle des formations tertiaires indifférenciées de Poitou-Charentes (Illustration 58).

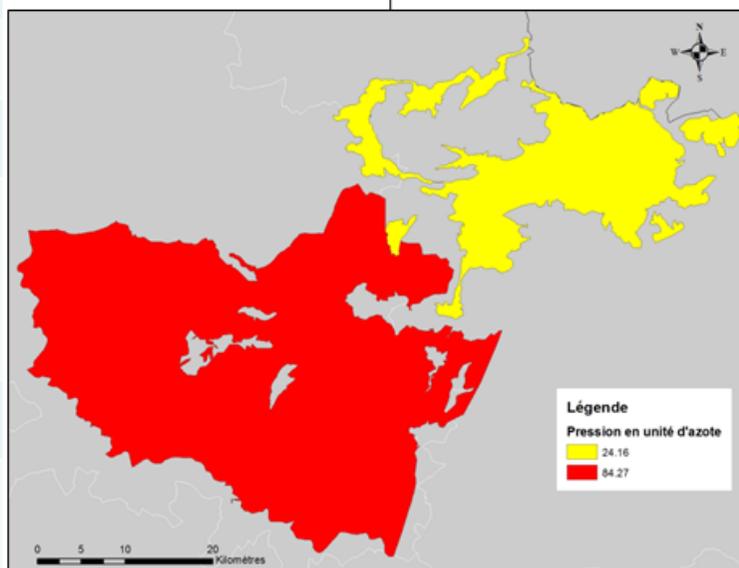
Exemple 1

Unités de travail

Craie du Séno-Turonien en Artois-Picardie

Sables du Thanétien du Bassin Parisien

Lithologie	craie
Vitesse transfert (m/an)	1.25
Zone non saturée en m	23
Temps de transfert (an)	18.4
Année de la pression à l'origine de la situation des eaux souterraines en 2015	2015-18.4 1997
Pression annuelle surplus azotée	84.27
Pression surplus azotée Moyenne glissante	88.91
Pression surplus azotée 2015	17.36



Lithologie	sables
Vitesse transfert (m/an)	3
Zone non saturée en m	15
Temps de transfert (an)	5
Année de la pression à l'origine de la situation des eaux souterraines en 2015	2015-5 2010
Pression annuelle surplus azotée	24.16
Pression surplus azotée Moyenne glissante	37
Pression surplus azotée 2015	17.36

Illustration 57 - Exemple 1 - unité de travail de la craie du séno-turonien et celle des sables du Thanétien du Bassin parisien dans le nord de la France (pression azotée en kg N/ha SAU/an)

Exemple 2

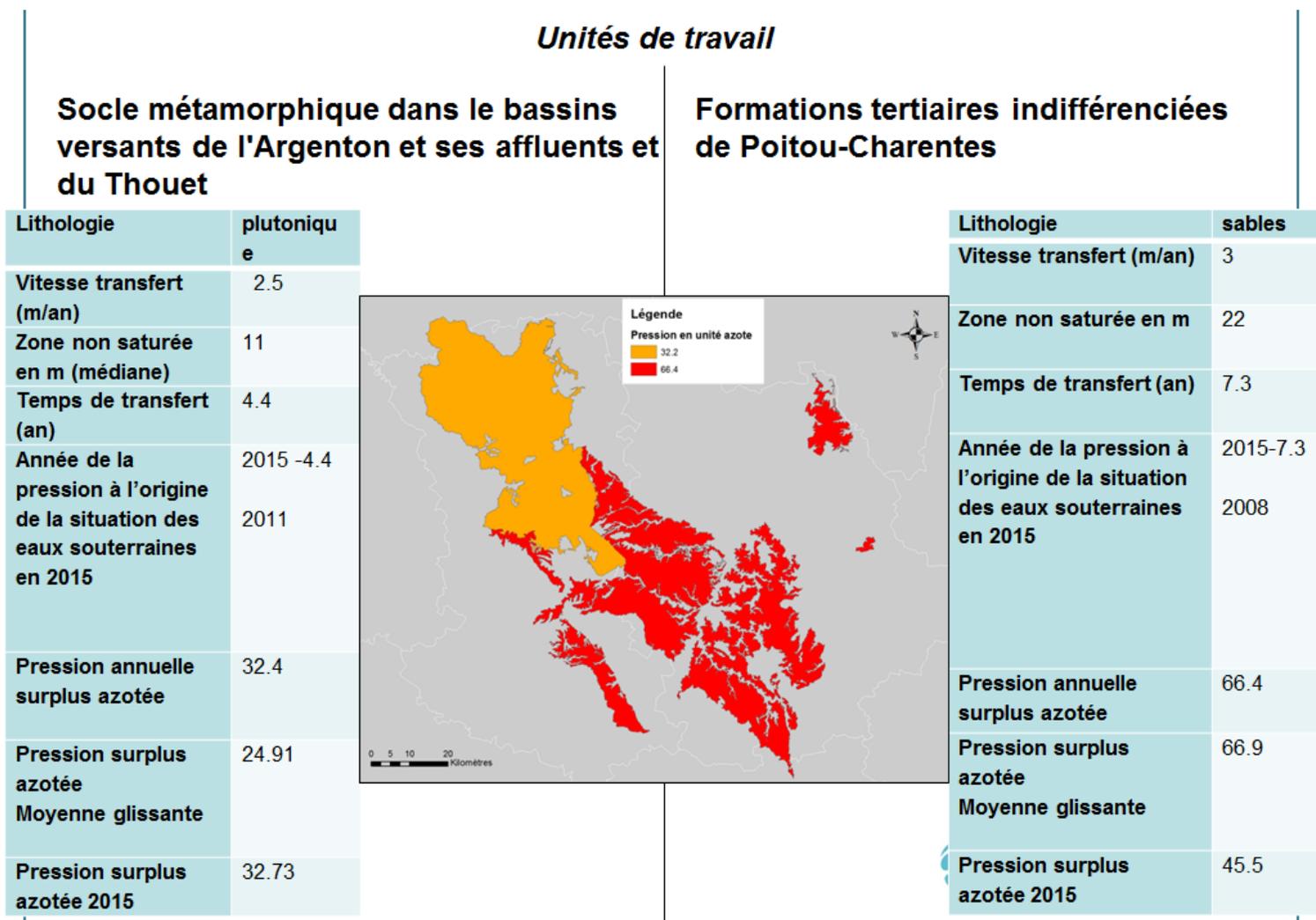


Illustration 58 - Exemple 2 - unité du travail du socle métamorphique dans les bassins versants de l'Argenton et du Thouet et celle des formations tertiaires indifférenciées de Poitou-Charentes (pression donnée en kg N/ha SAU/an)

7. Estimation de la pression significative sur les eaux souterraines

7.1. LES DONNEES DE CONCENTRATIONS EN NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES

Un des moyens disponibles afin de valider la cohérence des croisements entre une pression brute et un impact sur les eaux souterraines est de regarder les concentrations actuelles en nitrate.

Du fait d'un très grand nombre de qualitomètres disponibles par masse d'eau et de la variabilité spatiale et temporelle des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines il est nécessaire dans un premier temps de valider le choix des données à utiliser.

Dans le cas de la présence de plusieurs qualitomètres sur une même unité de travail avec des concentrations en nitrate très contrastées (Illustration 59), les différences de concentration peuvent s'expliquer par des processus de dilution/dénitrification. A l'échelle de travail (Métropole) il n'est pas possible de retourner aux études de représentativité des points d'eau de surveillance pour choisir les points permettant de calculer une concentration moyenne en nitrate. L'utilisation de la médiane et/ou du centile 90 permet de lisser cet effet d'hétérogénéité.

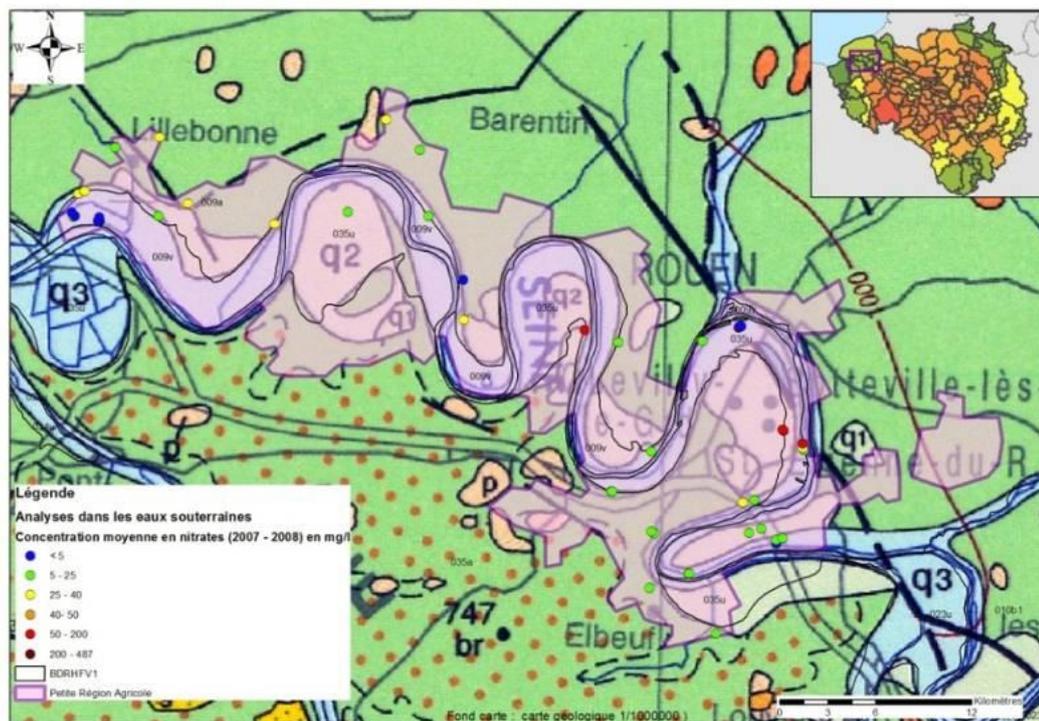


Illustration 59 : Exemple de fortes hétérogénéités des concentrations en nitrate des eaux souterraines à proximité d'un cours d'eau du fait de processus de dilution et/ou dénitrification

Longueur des chroniques

Il est également nécessaire de déterminer la longueur minimum des chroniques à utiliser ainsi que la période de temps pour laquelle les données sont disponibles. L'utilisation des données sur la période de 6 ans la plus récente au moment de la réalisation de l'analyse

pression/impact rendra l'exercice cohérent avec les travaux de l'état des lieux. Les points de suivi avec peu de données pourront également être utilisés lorsqu'au moins deux données seront disponibles. Enfin, les points d'eau non rattachés à une masse d'eau ne pourront être utilisés que pour les régions pour lesquelles il n'existe pas d'ambiguïté (1 seul niveau aquifère).

Dans la démarche P/I pour la Métropole, l'année 2015 a été retenue comme l'année de référence pour qualifier l'état des eaux souterraines car ce sont données les plus récentes disponibles au moment de la réalisation de l'étude.

Une analyse de l'évolution des points des réseaux RCS/ RCO a été réalisée à l'échelle de la métropole et par bassin hydrographique permettant :

- de positionner et de comparer l'année 2015 en terme de concentration en nitrate par rapport à la période 2006-2013 (période de travaux de l'état des lieux précédant) ;
- de déterminer si la densité des points RCS/ RCO était suffisante pour qualifier la concentration en nitrate à l'échelle des unités de travail ;

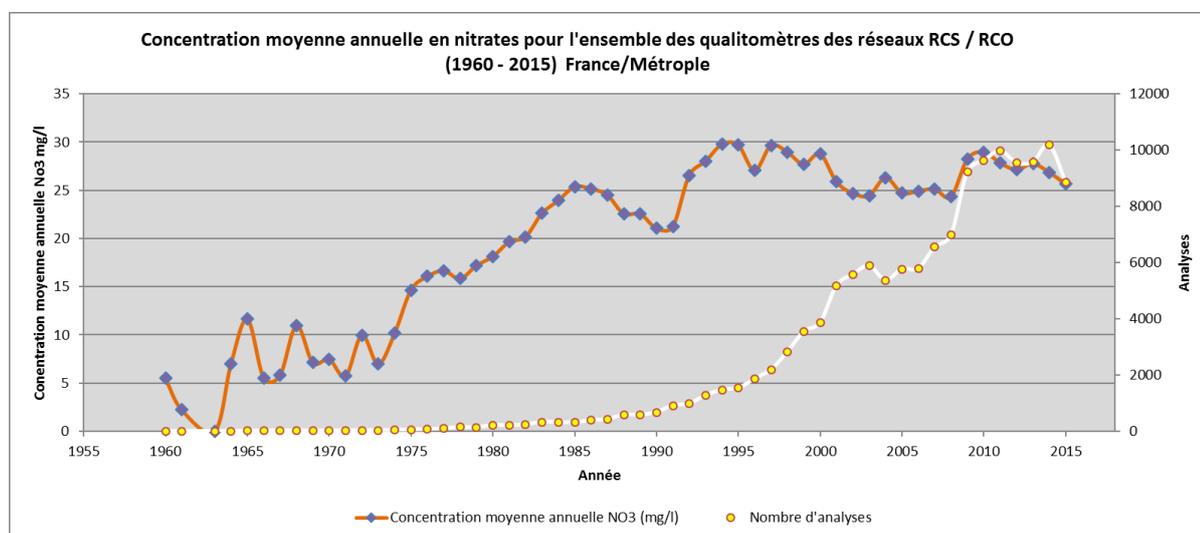


Illustration 60 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en nitrate mesurée sur les points appartenant aujourd'hui à un réseau RCS/RCO sur l'ensemble de la métropole entre 1960 et 2015.

Des graphiques ont aussi été élaborés au niveau de chaque district hydrographique où il apparaît nettement que 2015 n'est pas une année exceptionnelle avec une concentration moyenne annuelle en nitrate proche de la moyenne 2000 – 2015.

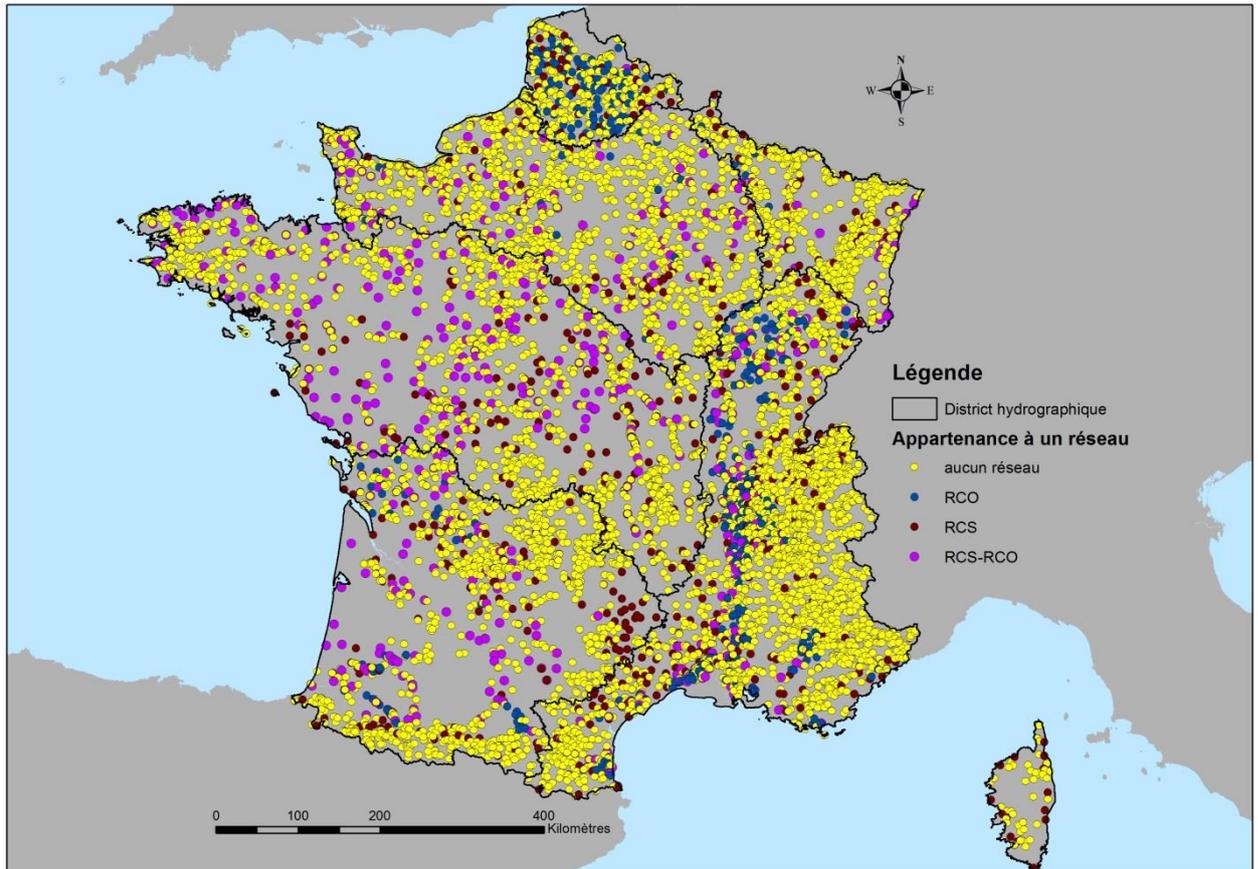


Illustration 61 – Carte des points RCS/RCO avec des mesures de concentration en nitrate en 2015.

La densité de points RCS/RCO disponibles par unités de travail est relativement faible et hétérogène, il a été décidé d'utiliser toutes les données disponibles (RCS/RCO et autres points d'eau disponibles sous ADES à l'exception des points de suivi des ICSP) permettant de qualifier la concentration en nitrate pour chaque unité de travail.

7.2. ESTIMATION DES PRESSIONS SIGNIFICATIVES SUR LES EAUX SOUTERRAINES

Pour estimer les pressions à l'origine de fortes concentrations en nitrate dans les eaux souterraines il convient dans un premier temps de comparer les pressions à l'origine du risque (les pressions recalées qui prennent en compte le facteur temps) et les concentrations en nitrate en 2015.

7.2.1. La pression en azote à l'échelle des unités de travail

La base de données utilisées (cassis_N) donne une pression moyenne par département. Considérer cette pression uniforme pour chacune des unités de travail constituant le département pourrait amener à une certaine incohérence si la pression azotée est très hétérogène sur un département. Ne disposant pas de données sur les pressions azotées d'origine agricole à une échelle plus locale au moment de la réalisation de l'analyse, la seule information dont on dispose pour nuancer l'importance des pressions est la superficie et étendue de zones sans pression d'origine agricole diffuse, le couvert forestier et les zones urbaines. Ainsi, à partir des données Corine Land Cover de 2012, le pourcentage de superficies forestières et urbaines a été calculé pour chaque département afin d'accompagner

le passage entre le surplus azoté donné par département et la pression à l'échelle de l'unité de travail.

La pression recalée (moyenne glissante sur 5 ans) en unité d'azote par unité de travail (chapitre 6) a été calculée à l'échelle du département et rapportée à l'unité de travail. Pour prendre en compte l'effet de la présence de forêts et de zones urbaines sur la pression azotée, il a donc été appliqué la formule suivante :

$$\text{Pression approchée} = \text{pression recalée (moyenne glissante sur 5 ans)} \times (1 - \text{part de superficies forestière et urbaine})$$

7.2.2. La susceptibilité de transfert

Pour rappel, la typologie des unités de travail est basée sur un système de classification définie par le croisement de la perméabilité et de la porosité (cf. Chapitre 3). Les classes de typologie correspondent à des lithologies dominantes, qui ont des capacités de transfert variables : transferts rapides dans les zones fracturées, transferts plus diffus dans les couches sableuses ou encore un transfert quasiment inexistant dans les zones argileuses...en résumé on pourrait considérer qu'il existe un transfert possible dans toutes les unités de travail avec des degrés variables selon la lithologie.

Chaque classe représentant une perméabilité, une porosité et une lithologie dominante (plus de 50 % des unités de travail de la classe), il est nécessaire d'établir pour chacune, s'il existe bien une relation entre la pression azotée et les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines.

Echantillonnage / représentativité

Les unités de travail qui sont caractérisées par une pression approchée (qui serait à l'origine des concentrations en nitrate en 2015) et qui possèdent aussi des concentrations en nitrate en 2015 sont au nombre de 652, sur les 3631 unités recouvrant le territoire métropolitain. Ces unités ne représentent que 18 % de l'ensemble du territoire, ce qui pose donc un problème de représentativité.

Relation pression approchée/concentration

Parmi les 652 unités de travail et pour chaque classe, il a été établi un graphique représentant la concentration en nitrate (moyenne des concentrations maximum de 2015 en mg/l par unité de travail) en fonction de la pression approchée en unité d'azote pour l'année. L'ensemble des douze classes a été traité sous forme d'un tableau récapitulatif (Illustration 62) et il a été choisi d'illustrer les résultats par trois exemples (cf. illustration 69, 70 et 71).

Classe	Unités de travail	Lithologie dominante	Perméabilité	Porosité	Relation concentration NO ₃ / pression approchée
1	114	<i>Alluvions et sables</i>	Perméable	Milieu Poreux	non
2	89	<i>Calcaires et plutonique</i>	Perméable	Milieu fissuré	oui
3	68	<i>Calcaires et calcaires-karsts</i>	Perméable	Milieu karstique Double porosité fractures/fissures	oui

4	134	<i>Calcaires et craie</i>	Perméable	Double porosité matricielle et de fractures	non
5	60	<i>argiles, molasses et sables</i>	Semi-perméable	Milieu Poreux	non
6	104	<i>métamorphique et plutonique</i>	Semi-perméable	Milieu fissuré	oui
7	2	<i>grès</i>	Semi-perméable	Milieu karstique Double porosité fractures/fissures	Pas représentatif de la classe car seulement deux entités
8	20	<i>calcaires et marnes</i>	Semi-perméable	Double porosité matricielle et de fractures	oui
9	29	<i>Argiles et marnes</i>	Imperméable	Milieu Poreux	non
10	29	<i>métamorphique et plutonique</i>	Imperméable	Milieu fissuré	oui
11	1	<i>métamorphique et plutonique</i>	Imperméable	Milieu karstique Double porosité fractures/fissures	Pas représentatif de la classe
12	2	<i>Calcaires et métamorphique</i>	Imperméable	Double porosité matricielle et de fractures	Pas représentatif de la classe

Illustration 62 – Tableau récapitulatif des relations entre concentration en nitrate et pression approchée pour les 652 unités de travail réparties en douze classes

- Classe 1

Pour la classe 1, il n'existe pas de relation entre la concentration en nitrate de 2015 et la pression approchée (illustration 69). Cela s'explique en partie par la prise en compte de la lithologie dominante décrite comme des alluvions et des sables alors que dans le détail de chaque unité de travail, on constate la présence de calcaires, de marnes, de grès, ... Ces mélanges entre différentes lithologies, rendant difficile toute interprétation pour relier la concentration et la pression.

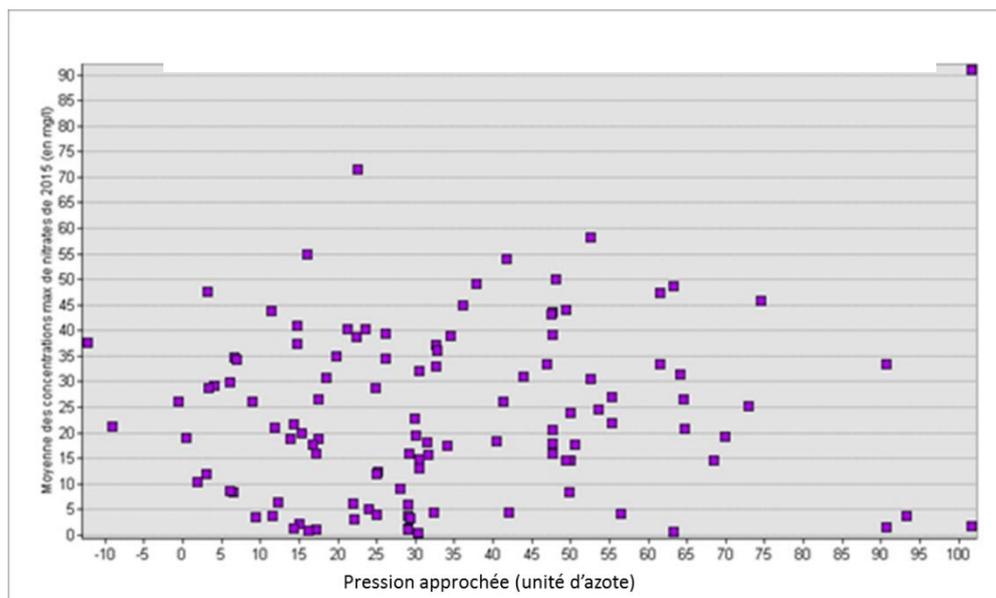


Illustration 63 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate de 2015 en fonction de la pression approchée (classe 1)

- Classe 3

Sur l'illustration 70, une relation entre concentration et pression semble ressortir. La classe 3 est décrite comme représentant les unités de travail à dominante « calcaires et calcaires-karstiques » avec des doubles porosités de fissures et de fractures.

- Classe 6

Le graphique de la classe 6 (illustration 71) est similaire à celui de la classe 3 avec une évolution de la concentration en fonction de l'augmentation de la pression. Il s'agit d'une classe représentant un milieu fissuré avec une lithologie de terrains métamorphiques et plutoniques.

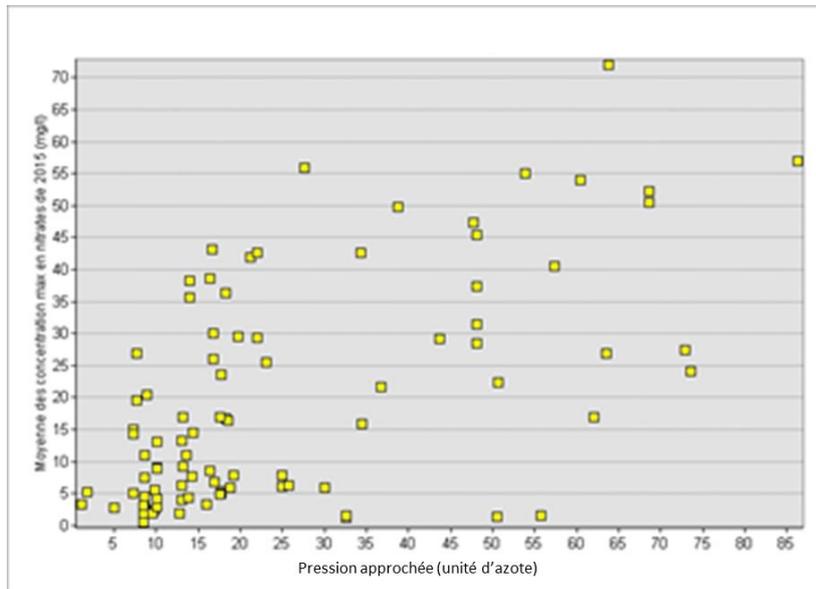


Illustration 64 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate en 2015 en fonction de la pression approchée (classe 3)

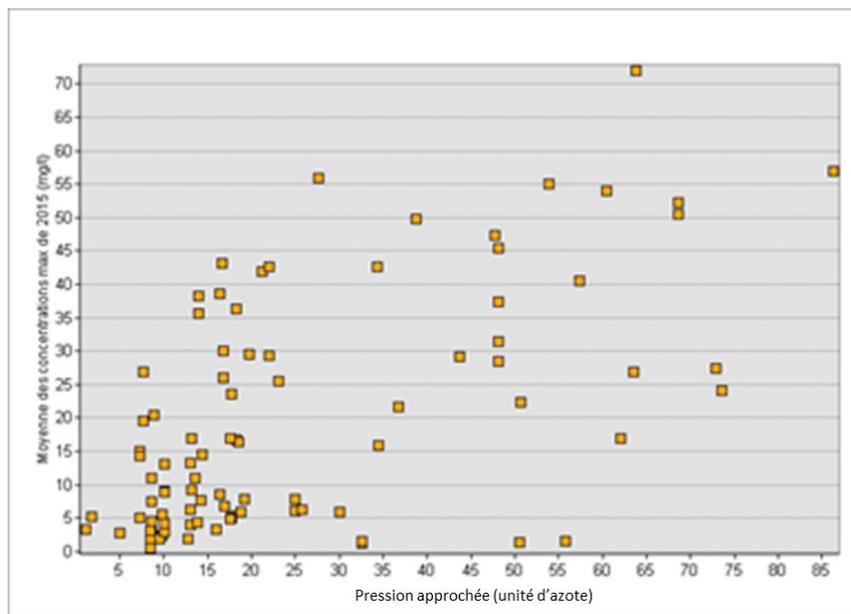
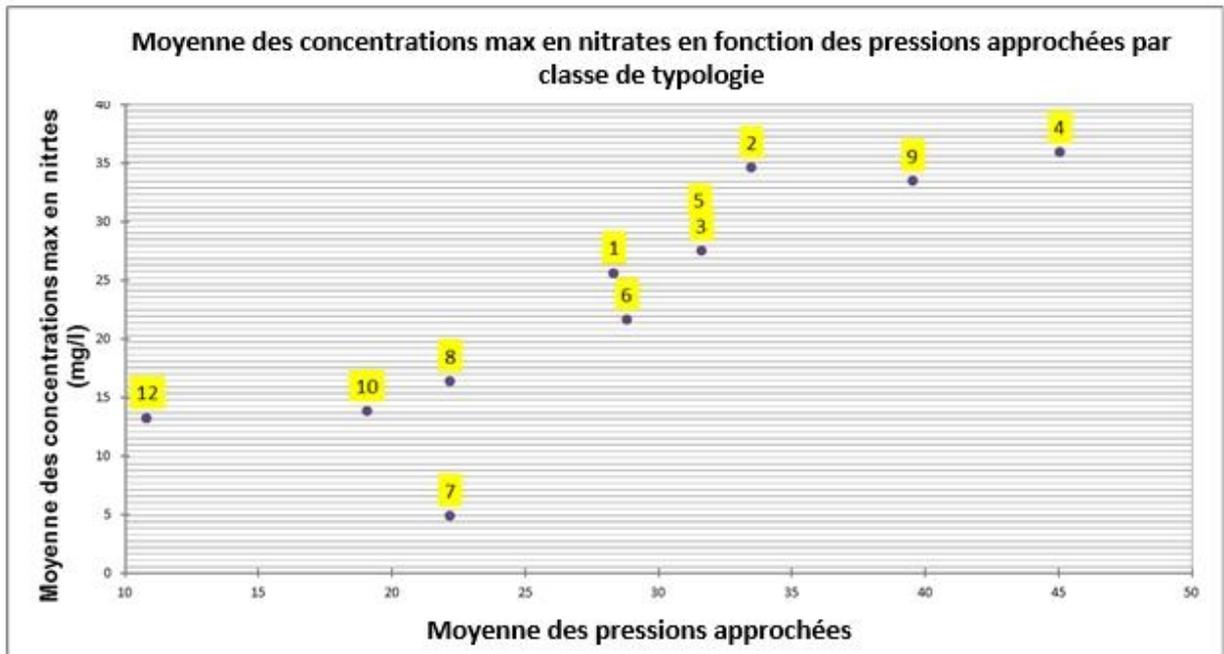


Illustration 65 – Moyenne des concentrations maximales en nitrate de 2015 en fonction de la pression approchée (classe 6)

Si on compare la moyenne des concentrations par classe à la moyenne des pressions approchées par classe, on obtient le graphique de l'illustration 66 où on constate que les classes les plus perméables¹ (1 à 4) correspondent à des concentrations élevées et des pressions élevées ainsi que les classes 5 et 6 considérées comme semi-perméables ainsi que la classe 9.

Le positionnement de la classe 9 (imperméable et milieu poreux) dans les valeurs les plus élevées montre par exemple que certaines zones localisées sur le sud-ouest du bassin correspondent à des nappes perchées perméables.

Au vu des traitements réalisés précédemment sur les classes, l'utilisation de la typologie de fonctionnement hydrogéologique pour caractériser la susceptibilité de transfert ne nous paraît pas la plus pertinente dans les conditions de réalisation de l'étude.



¹ Les notions de perméabilités, semi-perméabilité et imperméabilités sont celles définies dans le lexique associé à la BDLISA

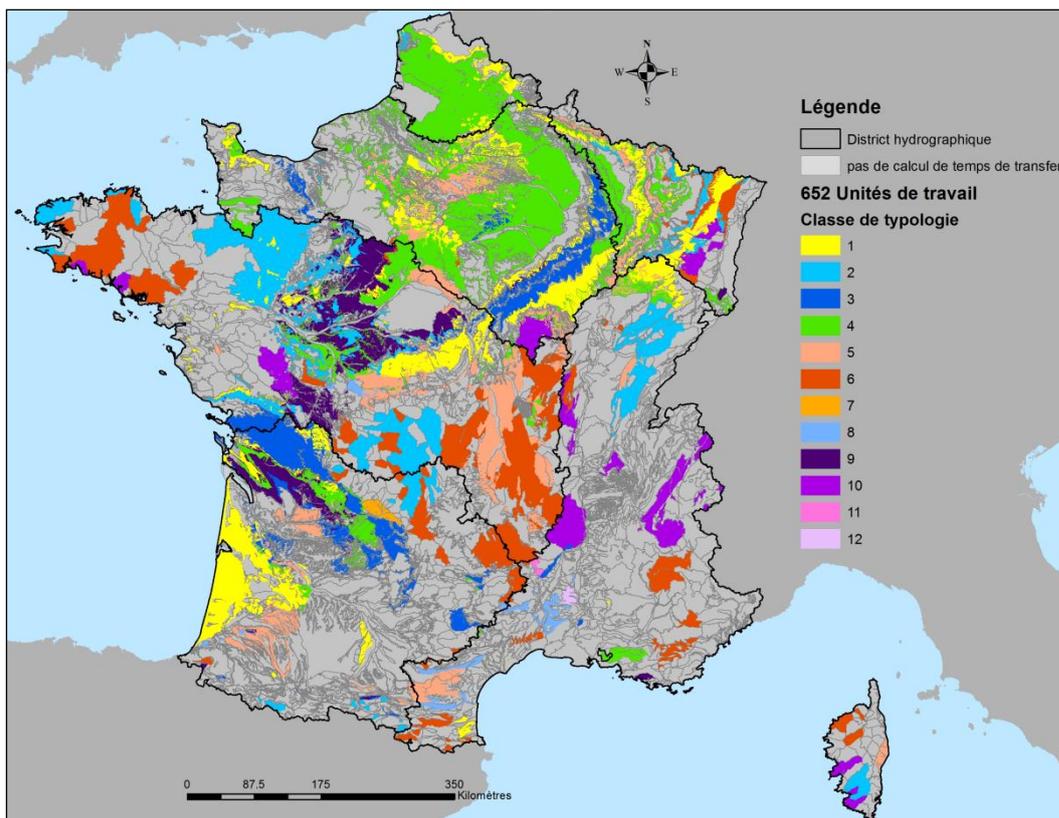


Illustration 66 – Localisation des 652 unités et graphique représentant la moyenne des concentrations maximales en nitrate par classe en fonction de la moyenne des pressions approchées par classe de typologie de fonctionnement hydrogéologique

Suite à l'analyse réalisée sur les classes de typologie et les susceptibilités de transfert, une nouvelle approche a été testée s'appuyant uniquement sur l'IDPR et ne tenant pas compte des différentes typologies. L'IDPR (Indice de développement et de Persistance des réseaux) est un indicateur caractérisant le ruissellement, l'infiltration des sols mais aussi de manière indirecte la géologie.

C'est le nouvel IDPR calculé en 2016/2017 permettant une meilleure prise en compte des aquifères de socle qui a été utilisé pour ce travail. Cet indicateur a été confronté aux données de concentrations en nitrate sur l'ensemble du territoire métropolitain.

L'IDPR qui est une grille au pas de 25 m a été agrégé pour chaque unité de travail sous forme de médiane. L'illustration 67 présente la valeur médiane de l'IDPR pour chaque unité de travail.

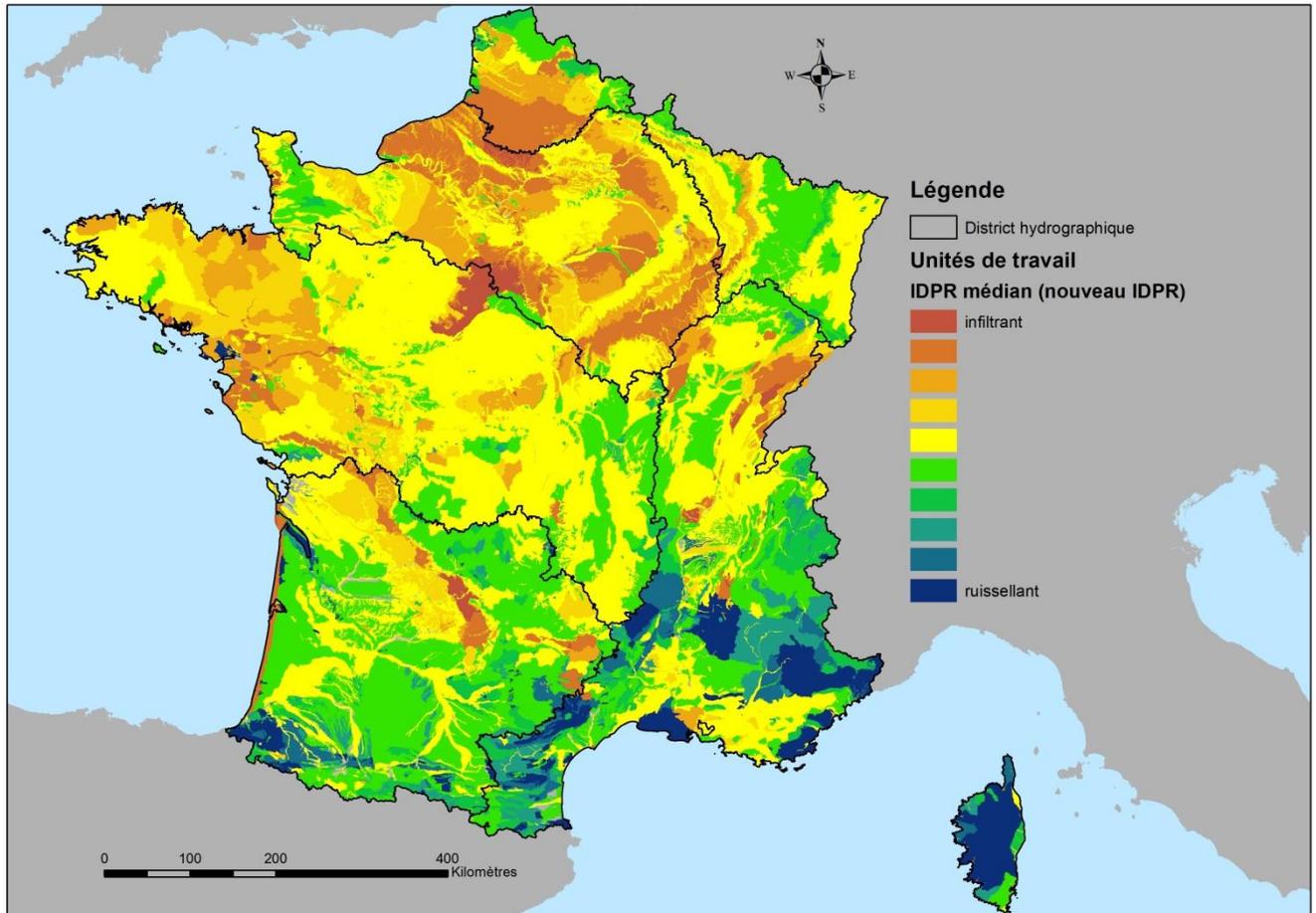


Illustration 67 – Carte de l'IDPR (2016/2017) agrégé au niveau de chaque unité de travail sous forme de médiane.

Cartographie de la susceptibilité de transfert

En fonction de la répartition des valeurs de l'IDPR médian (valeur agrégée par unité de travail), trois classes de susceptibilité de transfert ont été déterminées de la manière suivante :

- IDPR \leq 750 susceptibilité de transfert forte
- IDPR $>$ 750 et IDPR \leq 1250 susceptibilité de transfert moyenne
- IDPR $>$ 1250 susceptibilité de transfert faible

En fonction de ces gammes une cartographie de la susceptibilité de transfert a été élaborée (Illustration 68).

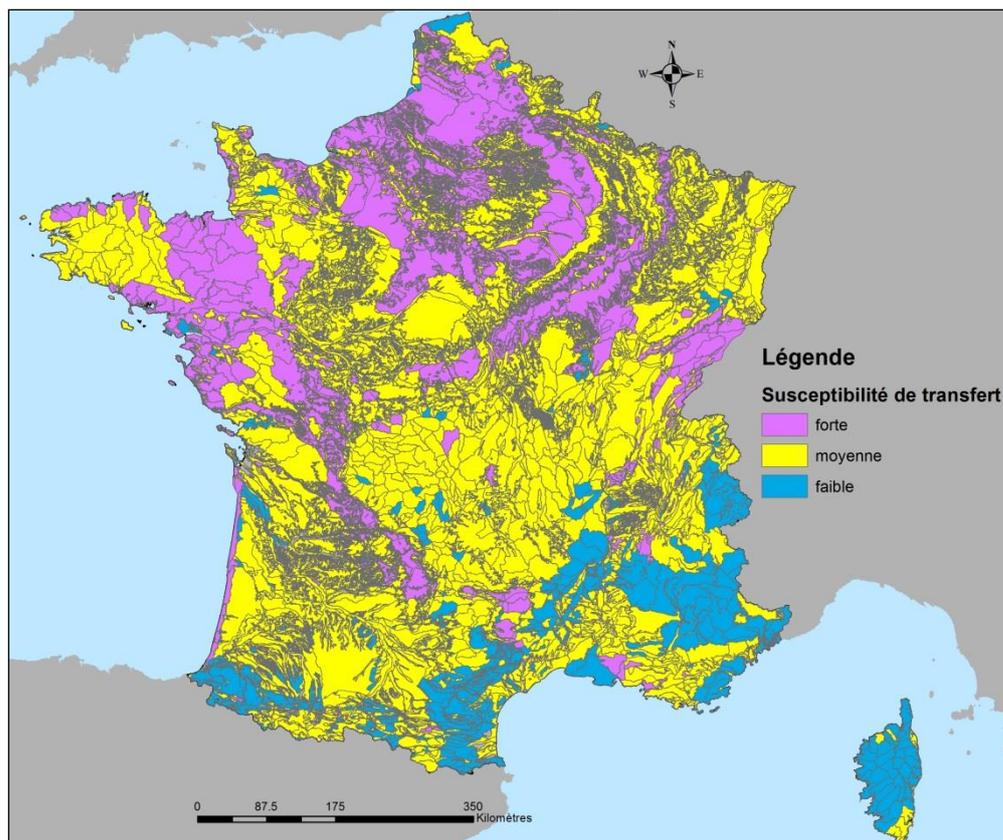


Illustration 68 – Carte de susceptibilité de transfert

A titre indicatif, et afin de montrer la cohérence des résultats, la répartition de la médiane des centiles 90 des concentrations en nitrate sur l'ensemble des données en France métropolitaine a été confrontée à chaque classe d'IDPR. On observe que plus l'IDPR est infiltrant plus les concentrations en nitrate sont élevées et inversement (Illustration 69).

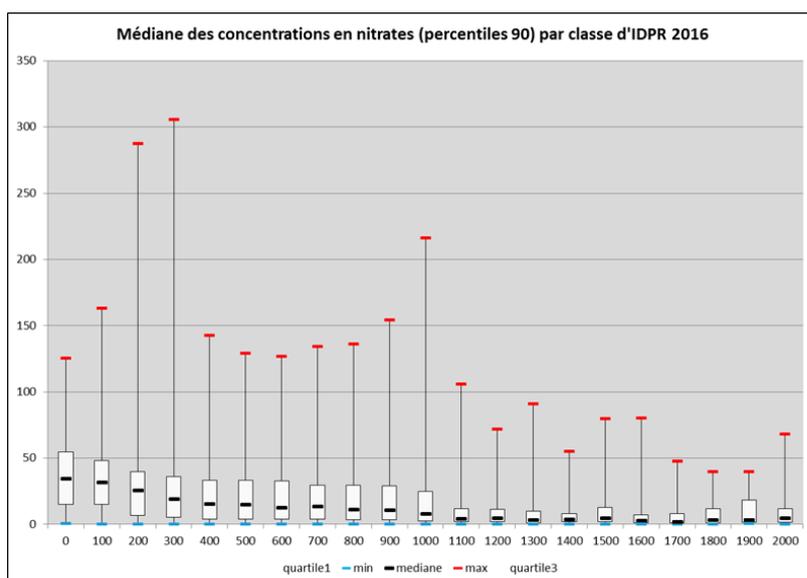


Illustration 69 – Médiane des centiles 90 des concentrations en nitrate en fonction des classes de l'IDPR 2016/2017

7.2.3. Détermination de la pression significative

La pression significative est définie à partir du moment où tout usage (pression azotée d'origine agricole) a un impact sur les eaux souterraines.

L'illustration 70 présente la proposition de grille de classes de pressions significatives en combinant la pression approchée et la susceptibilité de transfert.

Pression approchée (en unité d'azote)	Susceptibilité de transfert		
	IDPR \leq 750 (élevé)	IDPR > 750 et IDPR \leq 1250 (moyen)	IDPR > 1250 (faible)
Haute (>50 ua)	Fortes pressions significatives	Moyennes pressions significative	Faibles pressions significatives
Moyenne (25-50 ua)	Moyennes pressions significative	Moyennes pressions significative	Faibles pressions significatives
Faible (10-25 ua)	Faibles pressions significatives	Faibles pressions significatives	Faibles pressions significatives
Sans (<10 ua)	Pressions non significatives	Pressions non significatives	Pressions non significatives

Illustration 70 – Tableau de passage de la pression approchée à la pression significative

La carte des pressions significatives en nitrate sur les eaux souterraines a été réalisée en deux étapes :

La première étape consiste à utiliser uniquement les unités de travail où il existe des concentrations en nitrate. Ceci permettra d'analyser l'état des eaux souterraines et de conforter ou non cette clé de répartition entre pression approchée et IDPR (cela correspond aux 652 unités de travail). En parallèle, le travail a aussi été réalisé à partir de la pression recalée (moyenne glissante sur 5 ans) soit 1382 unités de travail.

Les résultats pour les 652 unités de travail sont présentés sur l'illustration 71 sous forme de deux cartes : une carte de la pression approchée et une carte de la pression significative après avoir appliqué le tableau de passage (Illustration 70).

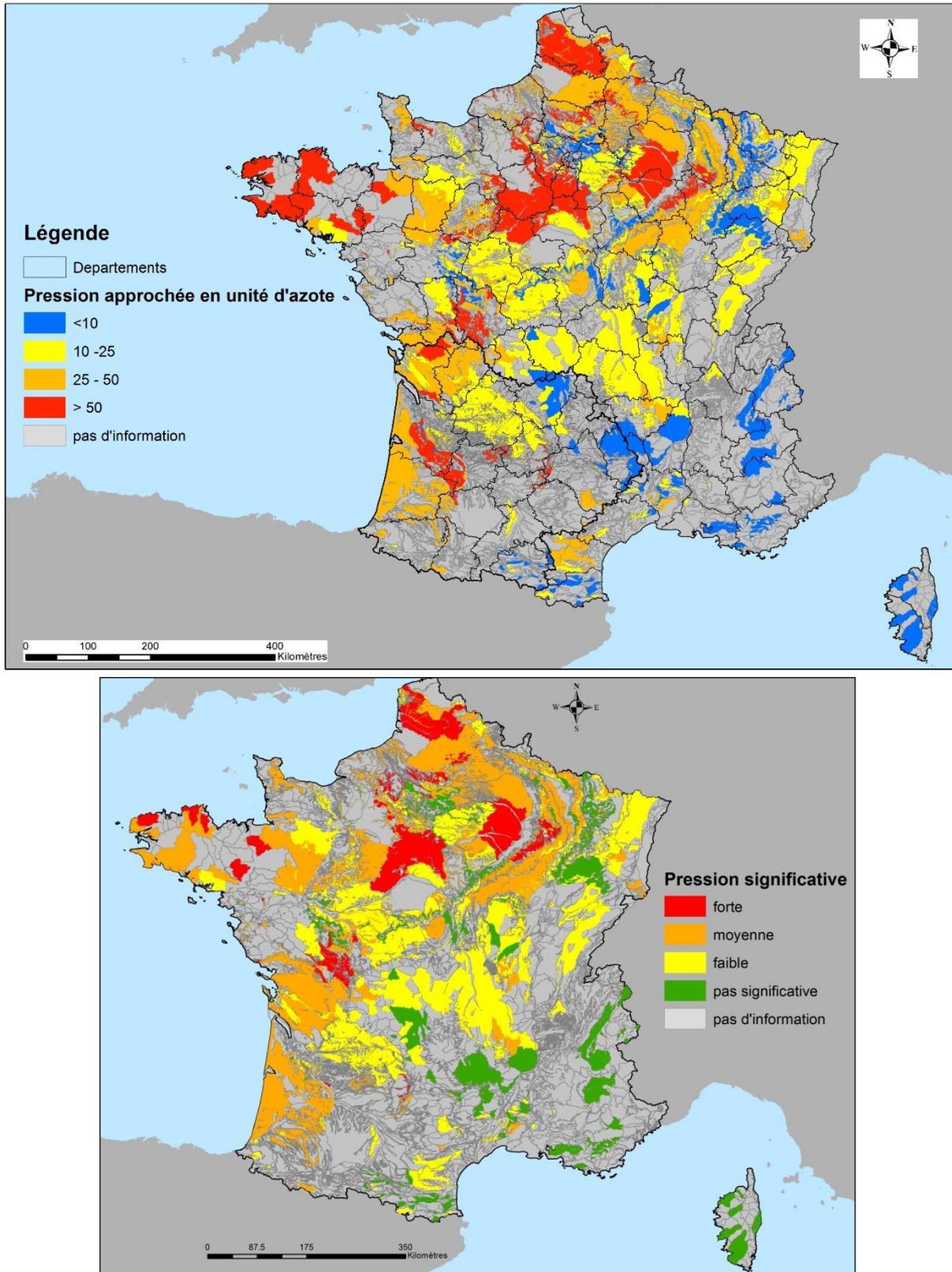


Illustration 71 - Carte de la pression approchée et carte de la pression significative pour les 652 unités de travail

Les statistiques réalisées sur la répartition des concentrations maximales en nitrate en fonction des pressions azotées significative (Illustration 72) montrent une adéquation permettant de valider le tableau de passage entre pression approchée et pression significative.

Pression approchée	Nombre d'unités de travail	Min des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Max des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Moy des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)
Forte	48	17,0	91,0	38,6
Moyenne	234	0,2	76,0	26,6
Faible	247	0,2	71,5	17,8
Pas significative	123	0,4	47,6	11,3

Pression app. moy glissante (5 ans)	Nombre d'unités de travail	Min des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Max des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)	Moy des max de NO ₃ (mg.l ⁻¹)
Forte	182	0,2	91,0	35,4
Moyenne	75	0,4	76,0	21,9
Faible	372	0,2	55,0	14,1
Pas significative	23	1,4	47,6	21,1

Illustration 72 - Statistiques des concentrations en nitrate par type de pression significative et pression approchée (moyenne glissante sur 5 ans).

La seconde étape consiste à appliquer la méthode sur l'ensemble des unités de travail où la pression recalée a été définie à partir des vitesses et des temps de transfert soit 1382 unités de travail soit 38 % du territoire.

L'illustration 73 représente ainsi, en utilisant les données disponibles de manière homogène sur l'ensemble du territoire métropolitain, une carte d'impact estimé de la pression azotée d'origine agricole diffuse sur les eaux souterraines.

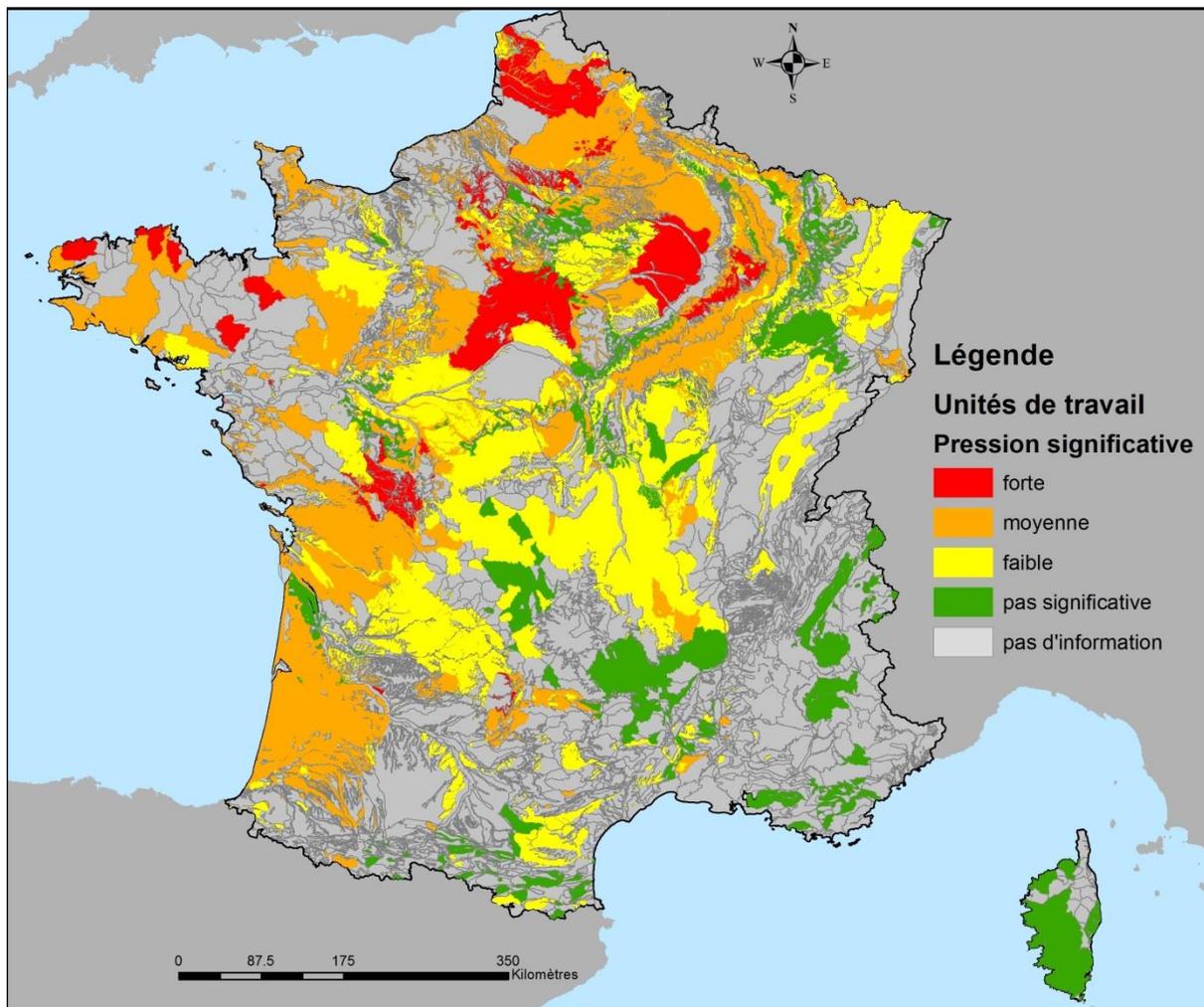


Illustration 73 - Carte de la pression significative pour les 1382 unités de travail

7.3. ANALYSE DE LA CARTE DES RISQUES D'IMPACT DE NITRATE SUR LES EAUX SOUTERRAINES

On peut superposer à la carte des impacts sur les eaux souterraines les concentrations en nitrate de l'année 2015 au point afin de mettre en évidence certains processus comme la dénitrification ou la dilution ou des particularités régionales.

Cette analyse fine ne peut toutefois se faire qu'à une échelle de bassin du fait de la nécessité de disposer d'une expertise basée sur un grand nombre d'études détaillées.

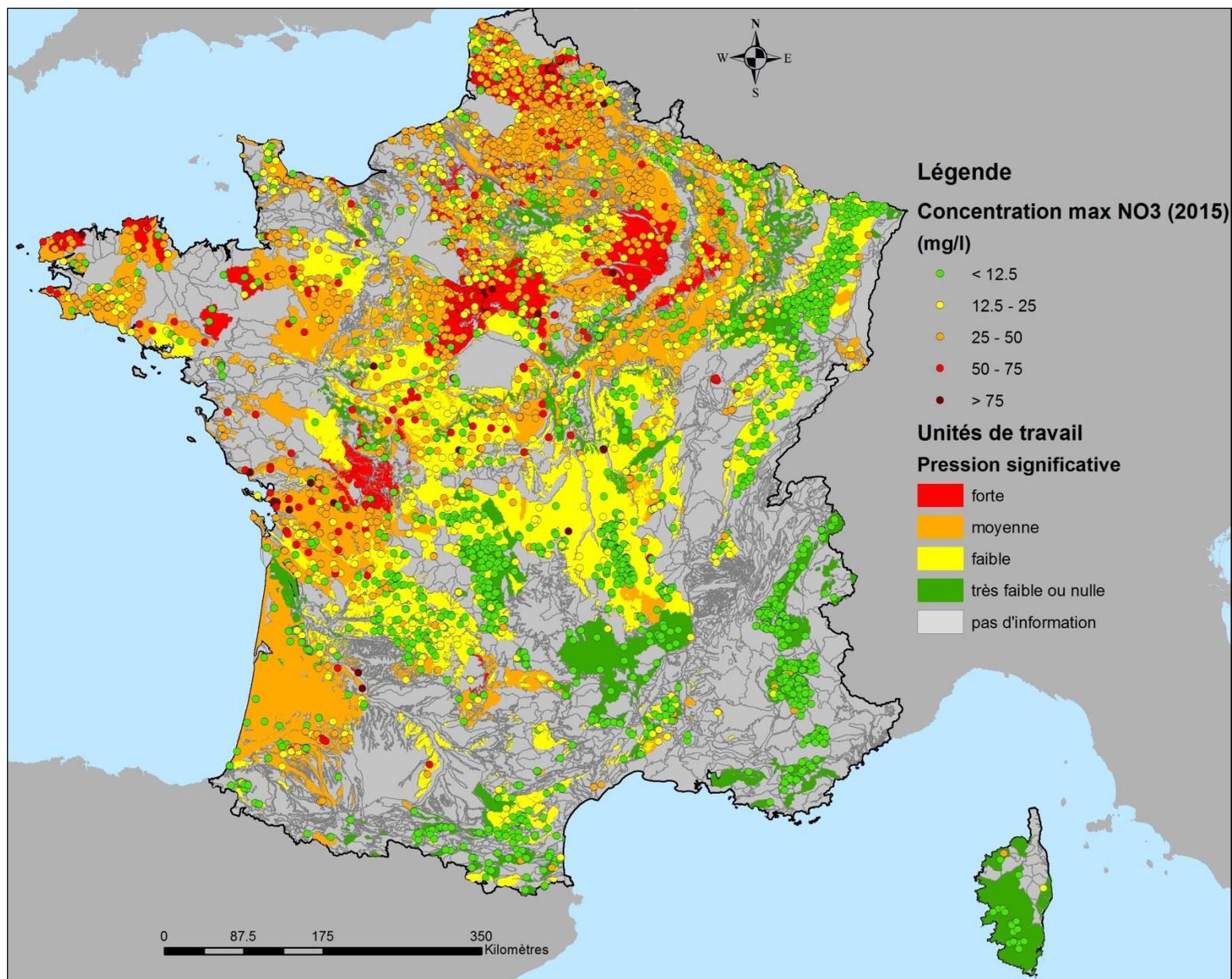


Illustration 74 : Carte de la pression significative pour les 1382 unités de travail et des concentrations maximum en nitrate (2015)

On constate que les points de concentrations inférieurs à 12,5 mg. l⁻¹ correspondent le plus souvent à des pressions significatives faibles ou pas de pressions significatives.

On constate que la majorité des points d'eau des Landes (principalement les sables plio-quadernaires correspondant aux masses d'eau FRFG045, FRFG046 et FRFG047) ont des concentrations inférieures à 12,5 mg.l⁻¹ alors que la pression significative a été estimée comme « moyenne ». La pression brute donnée par CASSIS-N pour 2013 est, elle, plutôt faible (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). C'est le mode d'extrapolation de la pression à l'échelle du département qui entraîne une apparente forte pression significative sur une grande partie des Landes alors qu'il n'existe que quelques parcelles de maïs très localisées au sud de Bordeaux. Le calcul de la pression approchée n'a pas permis d'effectuer une correction suffisante pour ce secteur.

Si on utilise la méthode du calcul de la pression significative décrite dans l'illustration 70 appliquée à la pression brute (pression calculée pour 2013 avec une moyenne glissante de 5 ans, sans tenir compte des temps de transfert), il est possible d'obtenir une carte à l'unité de travail couvrant l'ensemble de la France Métropolitaine.

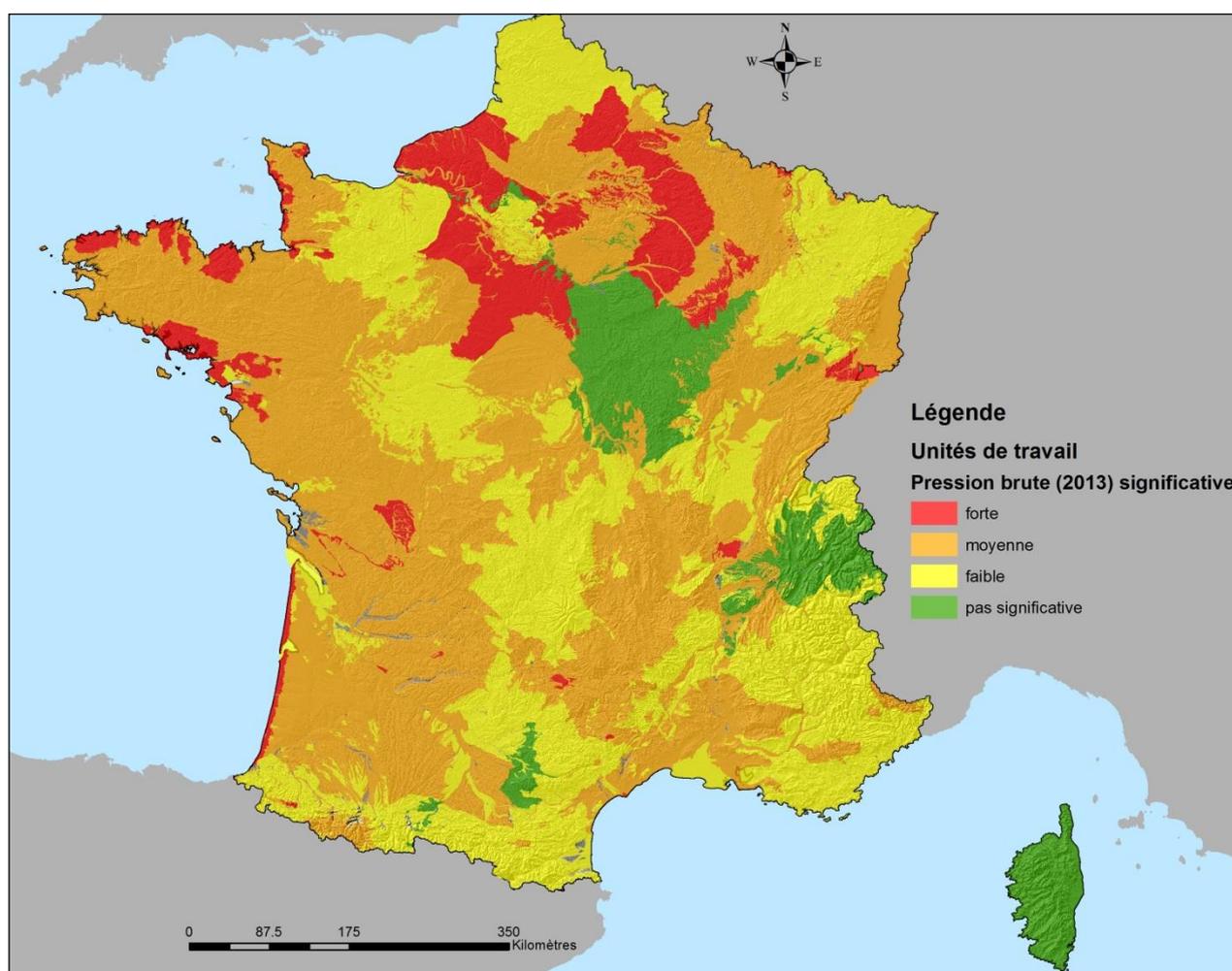


Illustration 75 – Carte de la pression brute (moyenne glissante sur 5 ans) significative pour 2013

8. Conclusions

Les avancées méthodologiques et les résultats obtenus

L'objectif de cette étude était de proposer une méthodologie permettant d'établir, de manière qualitative, un lien entre la pression nitrate d'origine diffuse agricole et son impact sur les eaux souterraines. La méthode a été développée sur l'ensemble du territoire Métropolitain en utilisant les jeux de données disponibles au moment de son élaboration. La méthodologie peut être déclinée à une échelle plus régionale, tout ou partie, en s'appuyant sur des données plus précises existantes uniquement localement ou n'ayant pas pu être prises en compte à l'échelle nationale du fait d'une nécessité d'analyse fine préalable à son utilisation. On notera aussi que le travail s'appuie sur les données existantes de suivi de la qualité des eaux souterraines ; l'utilisation de ces données permettant de valider la méthodologie.

Schématiquement le travail a d'abord été décomposé suivant 3 axes de travail :

- améliorer la connaissance sur le transfert de l'eau et du nitrate ;
- appréhender l'utilisation des données de pression agricole ;
- évaluer les susceptibilités de transfert du nitrate des sols vers les eaux souterraines.

Le travail a été réalisé à l'échelle d'unité fonctionnelle, croisement du référentiel de gestion des masses d'eau et du référentiel hydrogéologique BDLISA à l'affleurement.

En ce qui concerne l'amélioration sur la connaissance du transfert de l'eau et du nitrate associé le postulat de base a été de différencier le transfert selon les typologies de fonctionnement hydrogéologique. Les données de perméabilité et porosité issues de BDLISA ont été croisées afin d'obtenir des classes de fonctionnement. Par la suite les classes de fonctionnement ont été utilisées pour étendre l'information sur les temps de transfert en zone non saturée. Par contre, cette donnée n'a pas paru pertinente pour définir in fine les classes de pressions significatives.

Il existe diverses informations à l'échelle régionale ou nationales sur les pressions agricoles (surplus azotés sous-racinaire). Les critères de choix de la couche d'information la plus pertinente pour l'analyse pression-impact sur les eaux souterraines incluaient, 1) uniformité et couverture complète de la France métropolitaine, 2) chroniques de pressions disponibles sur un grand nombre d'années correspondant aux gammes d'âges apparents des eaux souterraines impactées. Il est apparu que les travaux en cours à l'Université de Tours basés sur le modèle Cassis-N correspondaient le mieux à l'information sur la pression recherchée. Cette information fournie fin 2016 n'était toutefois disponible qu'à l'échelle du département en kg/ha de SAU/an. Des travaux ont été menés pour nuancer l'importance de la pression à l'échelle des unités de travail en prenant en compte les zones sans pressions agricoles (zones urbaines et forêts). La pression brute a ainsi été transformée en une pression approchée.

D'un autre côté, il est nécessaire de tenir compte des temps de transfert de l'eau et nitrate associés, facteur clef de l'analyse pression-impact pour les eaux souterraines. Le décalage entre l'année de pression brute exercée et l'arrivée moyenne attendue du nitrate dans la nappe a été estimé à partir des données d'âges apparents dans la zone saturée issues de travaux de datations à l'aide d'outils géochimiques et le calcul du temps de transfert dans la zone non saturée à partir des données de vitesse de transfert issues de la littérature et de l'épaisseur moyenne de la zone non saturée. Ce calcul n'est possible que dans les secteurs disposant de datations pour outils géochimiques ou pour lesquels un calcul de temps de transfert dans la zone non saturée

est pertinent. La pression prenant en compte le décalage dans le temps ainsi recalculée est appelée pression « recalée ».

L'évaluation de la susceptibilité de transfert du nitrate au travers de la zone non saturée et au sein de l'aquifère est basée essentiellement sur l'IDPR (Indice de développement et de Persistance des réseaux). En effet les tests de corrélation de la pression approchée avec d'autres paramètres comme la typologie de fonctionnement hydrogéologique n'ont pas été concluants. C'est le nouvel IDPR calculé en 2016/2017 permettant une meilleure prise en compte des aquifères de socle qui a été utilisé pour ce travail. Cet indicateur a été confronté aux données de concentrations en nitrate sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les valeurs d'IDPR permis de constituer trois susceptibilités de transfert : faible, moyenne et forte.

L'approche méthodologique proposée se basant sur une analyse de risque une table permettant de passer d'une pression approchée à une pression significative en fonction de la susceptibilité de transfert a été établie. Les statistiques réalisées sur la répartition des concentrations maximales en nitrate en fonction des pressions azotées significatives permettent de valider ce tableau de passage entre pression approchée et pression significative. On a établi ainsi 4 niveaux de pressions : pas significative, faible, moyenne et forte. Une partie du territoire n'est pas couvert du fait de l'absence d'information sur les temps de transfert. Des données locales à partir d'autres méthodes (comme la modélisation) pourront permettre de compléter les informations sur ces secteurs.

L'analyse pression-impact ne prend pas en compte les facteurs de dilution ou dénitrification car les informations obtenues sont très locales et une extrapolation de l'information à l'échelle d'une unité de travail ou masse d'eau ne peut se faire que lors d'études régionales. A l'échelle de la France métropolitaine ces données peuvent être utilisées comme facteur explicatifs lors d'incohérence entre la pression significative et la qualité des eaux souterraine.

Les difficultés rencontrées et limites identifiées

La 1ere difficulté rencontrée au début du travail a été l'absence de rattachement systématique entre le point d'eau et la masse d'eau. Or cette information est essentielle pour faire le lien entre la pression et l'impact. Le travail de rattachement effectué dans le cadre d'une fiche action de la convention AFB-BRGM permettra aujourd'hui d'obtenir une information plus précise et un plus grand nombre de points d'eau disposant de données de concentrations en nitrate utilisable pour l'analyse pression-impact.

Les caractéristiques géologiques disponibles dans BDLISA présentent des limites d'utilisation notamment les informations sur le caractère perméable ou non des formations rencontrées.

Les pressions brutes ont été fournies par année et à l'échelle du département. Depuis octobre 2017 ces données sont disponibles à l'échelle de la commune. Le rattachement des données de pressions communales aux unités de travail permettra une meilleure estimation de la variabilité spatiale de la pression et donc une analyse pression-impact plus précise. Il ne serait alors plus nécessaire de passer par une étape intermédiaire consistant à nuancer l'information par le % de surface en zones urbaines ou forêts. Ceci doit être toutefois confirmé.

Le travail réalisé à l'échelle de la Métropole a l'intérêt de permettre de représenter une situation à partir de bases de données identiques et avec une approche unique. Par contre il ne permet pas l'analyse fine nécessaire localement pour une meilleure appréhension de l'évaluation pression-impact (comme la prise en compte de secteurs karstiques à circulation très rapide, la présence de processus de dénitrification). De plus les données d'âges des eaux doivent être interprétées en vue de l'extrapolation de l'information à l'unité de travail au regard de leur position

le long des lignes de flux. Des déclinaisons régionales sont donc recommandées, d'autant qu'elles permettront également localement l'utilisation de connaissances acquises dans le cadre de projets de recherche et développement.

9. Bibliographie

Agreste (2011) - Enquête - Pratiques Culturelles 2011. Les Dossiers, n°8. 77 p

Agreste Aquitaine (2013) - Application d'intrant sur maïs grain : Quelles évolutions en 2011. Agreste Aquitaine. Analyses et résultats, 77. 4 p

Agreste Bretagne (2008) - Enquête Pratiques culturelles en 2006-Concentration de l'excédent azoté sur les prairies et le maïs. Agreste Bretagne. Juin 2008. 4 p

Agreste Nord-Pas-de-Calais (2014) - Betteraves : fertilisation et travail du sol. Données Avril 2014. 8 p

Allier D., Tormo F., Brugeron A. et al. (2012) - Evaluation préliminaire du risque d'inondations par remontées de nappes. BRGM/RP-59890-FR.

Aquilina L., De Dreuzy J.R. (2011) - Relationship of present saline fluid with paleomigration of basinal brines at the basement/sediment interface (Southeast basin - France), Applied Geochemistry, 26(12): 1933-1945

Aquilina L., Vergnaud-Ayraud V., Labasque T., et al. (2012) - Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface- and groundwaters. Science of The Total Environment, 435–436, pp. 167–178

Arnaud L., Baran N., Branellec M. et al. (2009). Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute-Normandie. Rapport BRGM, RP-57828-FR. 136p

Auterives C., Gourcy L., Nicolas J. (2013) – Proposition méthodologique d'évaluation de la représentativité des réseaux DCE de surveillance des eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-63055-FR

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., et al. (2008) - Compartmentalization of physical and chemical properties in hard-rock aquifers deduced from chemical and groundwater age analyses. Applied Geochemistry, 23(9), pp.2686-2707

Baillon, K., Lacherez, S., Six, P., Caulier, P., Risbourg, D., Maillot, H. (2001). Gestion de la nappe de la craie dans le nord de la France. Premiers résultats sur le transfert des nitrates d'origine agricole dans le non saturé de l'arrondissement de Cambrai. Techniques Sciences Méthodes(4): 33-46.

Ballif, J. L., Muller, J. C. (1993). Historique cultural et profils d'azote minéral dans la zone non saturée de la craie : conséquences sur le transfert et le bilan de l'azote. Résultats de dix années d'observation. Cahiers Agricultures, 1993(2): 330-337.

Baran N., Gourcy L., Lopez B. et al. (2009) - Transfert des nitrates vers les eaux souterraines à l'échelle du bassin Loire-Bretagne – Phase 1 : temps de transfert, tendances et typologie des aquifères. BRGM/RP-56884-FR

Baran N., Richert J., Mouvet C. (1997) - Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. Journal of Hydrology, 345 (1-2), pp.27-37

Baran N., Chabart M. (2006). Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur deux bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51). – Rapport final. Rapport BRGM, RP 54985-FR. 109p

Blum A. (2005) - Elaboration d'un réseau de surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine en Loire-Bretagne conforme aux prescriptions de la Directive Cadre sur l'eau. Rapport final de phase 1. Méthodologies de mise en place du réseau. BRGM/RP-54097-FR

Boisson A., de Anna P., Bour O. et al. (2013). Reaction chain modeling of denitrification reactions during a push-pull test. J.Contam. Hydrol. 148, 1–11.

Bölke J.K., Denver J.M. (1995) - Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. Water Resources Research, 31 (9), 2319–2339.

Briand C. (2014) – Approche multi-traceurs pour la détermination de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines : exemple d'une source karstique dans les Landes. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie, 262p.

Brouyere S., Dassargues A., Hallet V. (2004). Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation. Journal of Contaminant Hydrology 72(1-4): 135-164.

Bruand, A., Duval, O., Gaillard, H., Darthout, R., Jamagne, M. (1996) - Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente. Etude et gestion des sols, 3(1): 27-40

Brugeron A., Allier D., Klinka T. (2012) - Approche exploratoire des liens entre référentiels hydrogéologique et hydrographique Première identification des piézomètres potentiellement représentatifs d'une relation nappes-rivières et contribution à leur valorisation. BRGM/RP-61047-FR

Buscarlet, E., Surdyk, N., Pickaert, L., Picot, G. (2012) - Modélisation de la nappe de la craie du Nord-Pas de Calais - Rapport final - Modélisation simplifiée du transport des nitrates - Etude des tendances par masse d'eau. BRGM/RP-61250-FR. 107 p

Butcher A., Lawrence A., Mansour M., Burke S., Ingram J., Merrin P. (2008). Investigation of rising nitrate concentrations in groundwater in the Eden Valley, Cumbria. 2, unsaturated zone studies. British Geological Survey, 37 pp. BGS Commissioned Report OR/08/023.

Bocksteller 2012

Cattin, G., Guichard, L., Jannot, P., Justes, E., Laurent, F., Machet, J.-M. (2002) - Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles. Diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture. COMIFER-Groupe Azote. 41 p

Croiset, N., Lopez, B. (2013) - HYPE : Outil d'analyse statistique des séries temporelles d'évolution de la qualité des eaux souterraines - Manuelle d'utilisation. Rapport BRGM/RP-63066-FR. 64 p

Delbart C. (2013) - Variabilité spatio-temporelle du fonctionnement d'un aquifère karstique du Dogger : suivis hydrodynamiques et géochimiques multifréquences ; traitement du

signal des réponses physiques et géochimiques. Thèse de doctorat de l'Université Paris Sud - Paris XI. 234p.

Delbart C., Barbecot F., Valdes D. et al. (2014) - Investigation of young water inflow in karst aquifers using SF6-CFC-H-3/He-Kr-85-Ar-39 and stable isotope components, *Applied Geochemistry*, 50:164-176

De Regge J. (2012) – Réponse des processus biogéochimiques d'une tourbière soumise à des fluctuations du niveau d'eau. *Hydrology*. Université de Rennes 1.

DISAR (2015) - (Diffusion Interactive des Statistiques Agricoles de Référence) - Données en ligne - Available on internet on <http://agreste.agriculture.gouv.fr/page-d-accueil/article/donnees-en-ligne>.

Drenner J., Rambourg D. (2008) - les roches dominantes en France – carte lithologique simplifiée au 1 : 2000000. BRGM

Duermael G. (1997) - Ressources en eau profonde de qualité et dénitrification naturelle en Mayenne. BRGM/RR-39643-FR

Gourcy L., Vernoux J.F., Gravier A. et al. (2006) - Elaboration des réseaux de surveillance des masses d'eau souterraine en Seine-Normandie. Rapport final de la phase 2. BRGM/RP-54738-FR

Gourcy L., Winckel A., Baran N., Brenot A., Gutierrez A. (2007) – Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée. Rapport BRGM/RP-55918-FR, 135 p

Gourcy L., Lopez B., Baran N., Surdyk N. (2013) – Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate et pesticides des eaux souterraines sur le bassin Rhône-Méditerranée. Rapport final. BRGM/RP-62461-FR, 261 p

Gourcy L., Pinson S., Fries E., Lopez B. (2013) – Revue des méthodes d'évaluation des liens entre pression et impact pour les pollutions diffuses azotées. Rapport final. BRGM/RP-63125-FR. 44 p

Gutierrez A., Lopez B., Surdyk N., Gourcy L. (2011) - Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation. Rapport final. BRGM/RP-60280-FR, 147p.

Hinkle S.R., Tesoriero A.J. (2014) – Nitrogen speciation and trends, and prediction of denitrification extent, in shallow US groundwater. *Journal of Hydrology*, 509, 343-353.

Jauffret D., Seguin J.J., Panel R., Hole J.P. (1984) - Prévion de l'évolution des teneurs en nitrates de la nappe de la craie dans les régions de grandes cultures du département de l'Eure. Rapport BRGM 84 AGI 347 HNO.

Jaunat J., Huneau F., Dupuy, A. et al. (2012) - Hydrochemical data and groundwater dating to infer differential flowpaths through weathered profiles of a fractured aquifer. *Applied Geochemistry*, 27(10): 2053-2067.

Kerbaul A., Morfaux P., Landreau A. (1979). L'épandage d'effluents sur terrain agricole. - Effets sur la zone non saturée de la craie en Champagne. Rapport BRGM, 79 SGN 229 HYD/CHA. 23p

- Lacherez-Bastin S.** (2005). Contribution à l'étude de la migration des nitrates dans le sol et la zone non saturée de la nappe de la craie dans le Nord de la France – Modélisation intégrée des nitrates dans le bassin versant de l'Escrebieux. Thèse à l'université des sciences et technologies de Lille. 191p.
- Landreau A., Morisot A.** (1983). Evaluation de la vulnérabilité des aquifères libres aux nitrates d'origine agricole. Rapport BRGM, 83 SGN 016. 101p
- Le Gall AC., Chavane L., Chatelier JY.** (2013) Analyse des données de la BNV-D sur la période 2008-2011. Rapport final. ONEMA INERIS, Domaine 3 - 25/1 - 12/20. DRC-12-126848-13383A. http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/ventesphytosanitaires_2008-2011_201302.pdf
- Legout C., Molénat J., Aquilina L.** et al. (2007) - Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. *Journal of Hydrology*, 332, pp.421-441
- Leray S., de Dreuzy J.R., Bour O., Labasque T., Aquilina L.** (2012) – Contribution of age data to the characterization of complex aquifer. *Journal of Hydrology*, 464-465, pp.54-68
- Leray S., de Dreuzy J-R., Aquilina L.** et al. (2014) - Temporal evolution of age data under transient pumping conditions, *Journal of Hydrology*, 511: 555-566.
- Limousin G.** (2007) – Transfert de solutés réactifs dans la zone non saturée des sols à différentes échelles d'observation. Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier, Grenoble I., 194p.
- Lopez B., Baran N., Bourguine B., Brugeron A., Gourcy L.** (2012) - Pollution diffuse des aquifères du bassin Seine-Normandie par les nitrates et les produits phytosanitaires : temps de transfert et tendances. Rapport final BRGM/RP-60402-FR, 326p.
- Lopez B., Croiset, N., Surdyk, N., Brugeron, A.** (2013) - Développement d'outils d'aide à l'évaluation des tendances dans les eaux souterraines au titres de la DCE. Rapport BRGM. RP-61855-FR. 93 p
- Marcais J., de Dreuzy J-R., Ginn T.R.** et al. (2015) - Inferring transit time distributions from atmospheric tracer data: Assessment of the predictive capacities of Lumped Parameter Models on a 3D crystalline aquifer model, *Journal of Hydrology*, 525:619-631
- Mardhel V., Frantar P., Uhan J., Mio A.** (2004). Index of development and persistence of the river networks as a component of regional groundwater vulnerability assessment in Slovenia. Int. Conf. groundwater vulnerability assessment and mapping. Ustron, Poland, 15-18 June 2004, Poland
- Mariotti A. Landreau A.** (1988) - $\delta^{15}\text{N}$ isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of northern France, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 52, pp. 1869-1878.
- Martin-Bordes J.L., Henry E., Boulemia C.** et al. (2006) - Aide au suivi du phénomène de dénitrification naturelle pour une gestion durable de la ressource en eau du Béthunois. Développement durable et territoires. Les territoires de l'eau, dossier 6.
- McMahon P.B., Chapelle F.H.** (2008) - Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems. *Ground Water* 46, 259–271.

Molenat J., Gascuel-Oudoux C., Aquilina L. et al. (2013) - Use of gaseous tracers (CFCs and SF6) and transit-time distribution spectrum to validate a shallow groundwater transport model. *Journal of Hydrology*, 480, pp.1-9

Normand B., Czernichowski I., Mouvet C. (1999). Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). Rapport BRGM, R 40616. 312p

ONEMA (2012) - Recueil des méthodes de caractérisation des pressions - Partie IV : Dispositifs de caractérisation des pressions communes aux eaux de surface et aux eaux souterraines. V3, 35p.

Paschke S.S. (2007) - Hydrogeologic settings and ground-water flow simulations for regional studies of the transport of anthropogenic and natural contaminants to public-supply wells – Studies begun in 2001. US Geological Survey Professional Paper 1737-A, 288 pp. <<http://pubs.usgs.gov/pp/2007/1737a/>>.

Pauwels H., Foucher J.-C., Kloppmann W. (2000). Denitrification and mixing in a schist aquifer: influence on water chemistry and isotopes. *Chemical Geology*, 168,307–324

Pauwels H., Ayraud-Vergnaud V., Aquilina L., et al. (2010) – The fate of nitrogen and sulfur in hard-rock aquifers as shown by sulfate-isotope tracing. *Applied Geochemistry*, 25(1), 105-115.

Pinson S. (2012) - Relations entre une pression nitrates (NOPOLU) et les concentrations en nitrates dans les masses d'eau souterraine de niveau 1 - Résumé de quelques tests développés à partir des travaux réalisés par l'INRA dans le cadre des études nationales « pression-impact » - Rapport final BRGM/RP-61510-FR

Pinson S., Allier D., Mardhel V. et al. (2010) - Etude de la contribution des eaux souterraines aux écoulements totaux des masses d'eau de surface sur le bassin Loire-Bretagne. Rapport final. BRGM-RP-57608-FR

Philippe E. (2011) – Contribution à la modélisation du transfert de nitrates au travers de la zone non saturée à l'échelle régionale : application au bassin de la Seine. Thèse de doctorat de l'école nationale supérieure des mines de Paris. 207p.

Poisvert C., Curie F., Gassama N. (2016) - Evolution des surplus azotés (1960-2010) : déploiement national, étude des temps de transfert et de l'impact du changement des pratiques agricoles. Université de Tours - UFR Sciences et Techniques. 45p

Putot E., Thinon-Larminach M. (2010) - PER 2000-2006 Phase 3. Modèle Turonien-Coniacien : Calage du modèle hydrodynamique en régime permanent et transitoire. BRGM/RP-55973-FR.

Rao, P.S.C., Hornsby, A.G., Jessup, R.E. (1985) - Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil & Crop Science Society of Florida - Proceedings*, 44: 1-8

Rivett M.O., Buss S.R., Morgan P. et al. (2008) – Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical processes. *Water Research*, 42(16), 4215-4232.

Rousseau M., Seguin J.J., Croiset N., Surdyk N. (2016) – Modélisation du transfert des nitrates en zone non, saturée dans les alluvions fluvio-glaciaires du couloir de Meyzieu (Rhône). Rapport final. BRGM/RP-66254-FR, 54p.

Rouxel, M., Ruiz, L., Molénat, J., Hamon, Y., Chirié, G., Michot, D. (2012) - Experimental Determination of Hydodynamic Properties of Weathered Granite. *Vadose Zone Journal: Open Access Article*

RPG (2012) - Registre Parcellaire Graphique 2012: contours des îlots culturaux et leur groupe de cultures majoritaire des exploitations. Disponible à : <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/>.

Santoni S., Huneau F., Garel E., et al. (2016) – Residence time, mineralization processes and groundwater origin within a carbonated coastal aquifer with a thick unsaturated zone. *Journal of Hydrology*, 540 :50-63.

Sassine L. (2014) - Occurrence des pesticides et des contaminants émergents dans une nappe alluviale. Contraintes apportées par l'origine et le temps de résidence de l'eau. Cas de la nappe de la Vistrenque. Thèse de l'Université de Nîmes

Sassine L., Le Gal La Salle C., Khaska M. et al. (2017) – Spatial distribution of triazine residues in a shallow alluvial aquifer linked to groundwater residence time. *Environmental Science Pollution Research*, 24:6878-6888.

Seguin J.J. (2016) – Méthode d'évaluation de la recharge des nappes. Complément d'étude pour la caractérisation des pressions et impacts sur les eaux souterraines. BRGM/RP-65635-FR, 219p.

Serhal H (2006) – Influence des pressions anthropiques sur l'évolution des concentrations en nitrates dans la nappe de la craie du Nord de la France (application au Cambrésis et au nord Audomarois) - Thèse de doctorat de l'Université de Lille.

Serhal H., Bastin-Lacherez S., Bernard D., El Khattabi J. (2006). Etude de la migration des nitrates dans la nappe à travers la zone non saturée: enjeux et impact sur la qualité de l'eau exploitée. *Gestion des grands aquifères*, 30 mai-1er juin 2006, Dijon. France.

Simon B. (1986) – Apports de la géochimie isotopique à la connaissance de la dénitrification dans les eaux souterraines. Thèse de 3ème cycle. 86-SGN-641-EAU, 141 p.

SOeS (2014) - Les surplus d'azote en France. Disponible à : <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>.

Surdyk, N., Vernoux, J.F. (2012) - Approche de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines vis-à-vis des produits phytosanitaires. Rapport BRGM. RP-59656-FR. 91 p

Talbo H., Duermael G., Carn A., Picot J.C. (1995) Contribution à l'actualisation du schéma régional d'alimentation en eau potable - Nouvelles ressources en eau souterraine potentiellement mobilisables. BRGM/RR-38264-FR.

Vernoux J.F., Seguin J.J. (2011). Établissement d'un réseau de référence piézométrique pour le suivi de l'impact du changement climatique sur les eaux souterraines - Année 1. BRGM/RP-59286-FR: 129p.

Vernoux J.F., Seguin J.J. (2013) - Établissement d'un réseau de référence piézométrique pour le suivi de l'impact du changement climatique sur les eaux souterraines - (année 3) et essai de détermination d'un index piézométrique standardisé. BRGM/RP-61807-FR.

Vogel J.C., Talma A.S., Heaton T.H.E. (1981) - Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater. *J. Hydrol.* 50 (1–3), 191–200.

Wang L., Butcher A. S., Stuart M. E. et al. (2013) - The nitrate time bomb: a numerical way to investigate nitrate storage and lag time in the unsaturated zone. *Environmental geochemistry and health*, 35(5), pp. 667-681

Wang L., Stuart M. E., Bloomfield J. P., et al. (2012) - Prediction of the arrival of peak nitrate concentrations at the water table at the regional scale in Great Britain. *Hydrological Processes*, 26(2), pp.226-239

Widory D., Kloppmann W., Chery L., et al. (2004) – Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72(1-4), 165-188.

Annexe 1

Analyse de la pression nitrate

Analyses de la pression « nitrate »

Ce chapitre a pour objectif d'établir dans un premier temps une comparaison des différentes données caractérisant la pression nitrate et dans un second temps de choisir celle qui permettra la meilleure adéquation entre les traitements des données et l'unité de travail pour cette étude pression-impact.

Il existe trois sources d'informations à différentes échelles permettant de caractériser la pression nitrate :

- Le **RPG 2012** : Le Registre Parcellaire Graphique 2012 est un système d'information géographique permettant l'identification des parcelles agricoles sous forme de polygones. Les contours des îlots sont renseignés avec des données culturales et des informations concernant le groupe de cultures majoritaire des exploitations. La localisation des îlots se fait à l'échelle du 1:5000 sur le fond photographique de la BD Ortho (IGN) et leur mise à jour est annuelle. Cette base de données de près de 4 millions de polygones sur le territoire métropolitain constitue donc une description à grande échelle et régulièrement mise à jour de la majorité des terres agricoles.

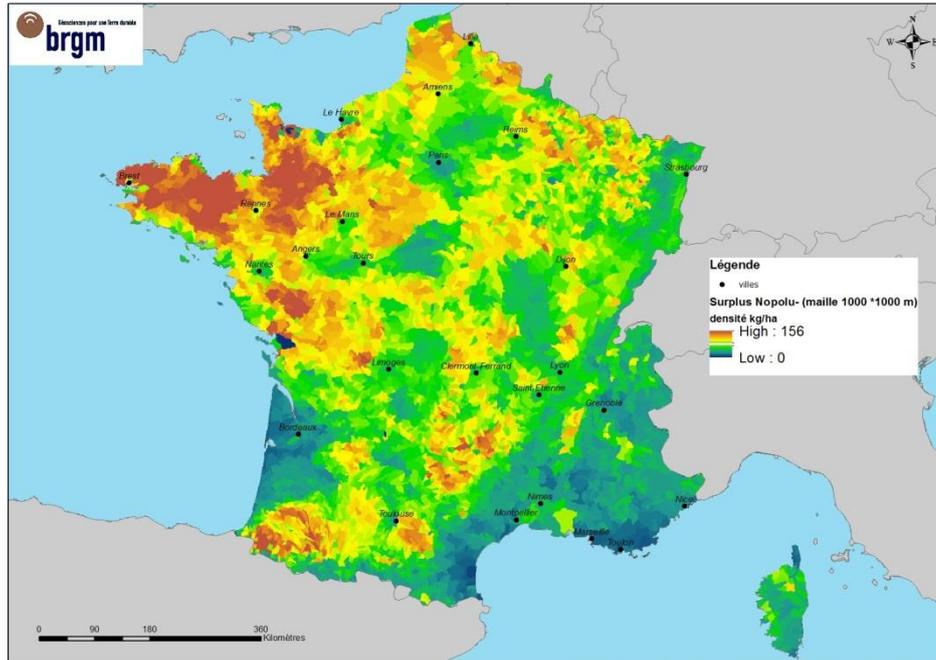
- **NOPOLU** : « Nopolu Système 2 » est une boîte à outils de modèles statistiques (propriété du bureau d'études Bature-Cerec), permettant de calculer des indices de qualité de l'eau, des indices de débits fréquentiels, des bilans d'apports de pollution diffuse agricole. Il fonctionne avec différents modules :

- Caractérisation de l'état de masses d'eau : Nopolu (module « Eurowaternet ») permet de sélectionner, au sein du réseau de surveillance, un sous-ensemble, d'une taille choisie par l'utilisateur, de stations de mesures qui soient représentatives de la qualité des masses d'eau au sens de la DCE. Cette méthode s'applique uniquement à l'azote et au phosphore (pas à la matière organique). Une méthode analogue a également été développée pour traiter le cas des pesticides.

- Bilans quantitatifs du phosphore et de l'azote sur les bassins versants : le module Surplus permet d'effectuer des bilans « entrées – sorties » dans les sols en azote et phosphore en fonction de la nature des sols et de l'assolement.

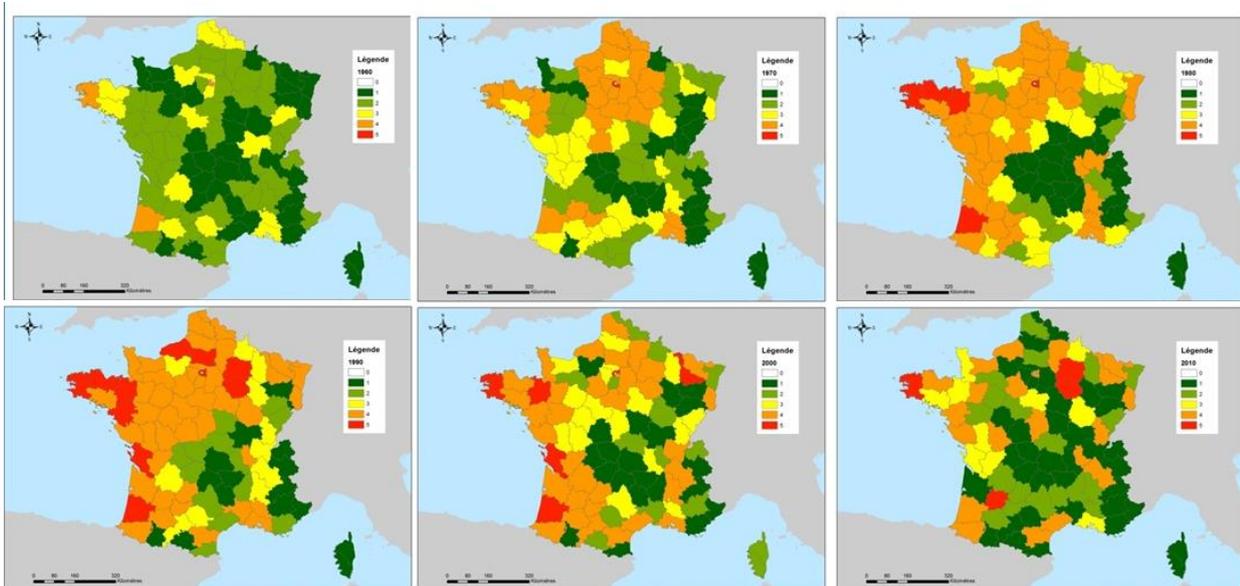
Le module « Surplus » est uniquement un outil de calcul de flux, qui ne comporte pas de modélisation des phénomènes de transfert ni des processus physico-chimiques. Il n'est donc pas non plus adapté pour effectuer à lui seul des analyses d'impact de scénarii de gestion du territoire ou des nutriments sur la qualité des eaux.

Le surplus d'azote se présente sous forme de grille (1000x1000m) sur le territoire de la métropole. Ces données INRA correspondent à une densité d'azote (kg /ha).



Représentation du surplus azotée Nopolu 2007 - résolution de la grille : 1km x1km

- Le **surplus agricole (méthode CASSIS_N)** : Il s'agit du calcul du surplus d'azote pour chaque département réalisé par l'Université de Tours entre 1960 et 2015. Les illustrations suivantes montrent à partir de 1960 l'évolution de ces pressions tous les dix ans.



Evolution du surplus d'azote (méthode Cassis_N) tous les dix ans à partir de 1960

L'objectif est, dans ce paragraphe, de déterminer l'outil qui semble le plus adapté au besoin de la méthode tout en présentant des résultats suffisamment proches des données de pression relevées sur le terrain.

Calcul de surplus agricole

L'Université de Tours a fourni des données de surplus d'azote agricole à l'échelle du département (Poisvert, et al., 2016). Une note expliquant les données prises en compte et les méthodes de calcul est disponible auprès de l'Onema. Le modèle utilisé est nommé CASSIS_N.

Le modèle CASSIS_N permet de calculer un surplus d'azote annuel et départemental à l'issue d'une année culturale sans prise en compte de l'effet suivant et l'effet précédent des cultures (pas de prise en compte des rotations culturales, ni de l'évolution du stock d'azote du sol).

Le surplus est calculé comme le solde entre les entrées et les sorties d'azote du sol en utilisant l'équation ci-dessous:

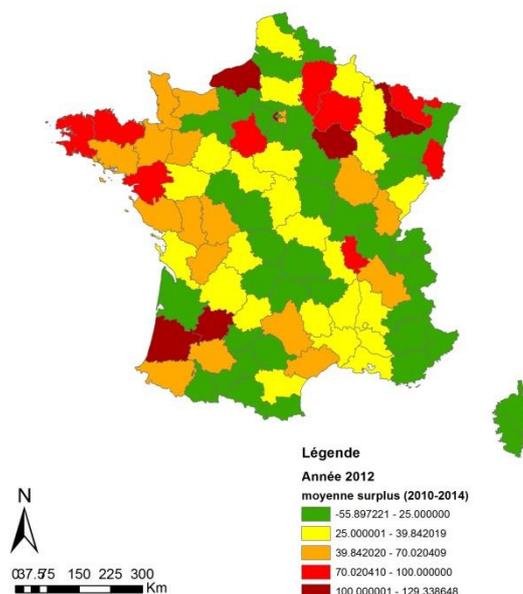
$$\text{Surplus} = N_{\text{Fix}} + N_{\text{Air}} + N_{\text{Min}} + N_{\text{Org}} - N_{\text{exp}}$$

- avec
- N_{Fix} l'azote fixé par les légumineuses à partir du diazote atmosphérique,
 - N_{Air} la déposition atmosphérique,
 - N_{Min} l'azote apporté par la fertilisation minérale
 - N_{Org} l'azote apporté par la fertilisation organique
 - N_{exp} la quantité d'azote exportée du sol par les récoltes.

L'ensemble des postes (fixation symbiotique, déposition atmosphérique, fertilisation minérale, fertilisation organique, exportation d'azote) est normalisé par la surface agricole utile (SAU) en hectare du département.

Les valeurs de surplus d'azote agricoles sont disponibles entre 1960 et 2015. Contrairement à ce que fournit l'Université de Tours, dans la plupart des cas, des moyennes de plusieurs années ont été utilisées. Ainsi, l'année 2012 présentée dans le reste du document est, en fait, la moyenne des valeurs de 2010 à 2014. Ce choix a été fait pour éviter, lors des comparaisons ci-dessous, qu'un accident de culture durant une année ou à l'inverse une bonne récolte ponctuelle ne fausse les résultats.

La carte ci-dessous (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) présente l'application des moyennes quinquennales à l'échelle nationale. Les classes ont été sélectionnées dans le cadre de cette étude pour faciliter les comparaisons entre les cartes de résultats fournies par les trois outils.



Répartition territoriale du surplus azoté en 2012 (moyenne 2010-2014) selon l'outil CASSIS_N

L'utilisation de moyenne quinquennale permet de gommer les pics qui sont dus aux années exceptionnelles. En termes de résultats spatialisés, les modifications de catégories sont au maximum d'une classe.

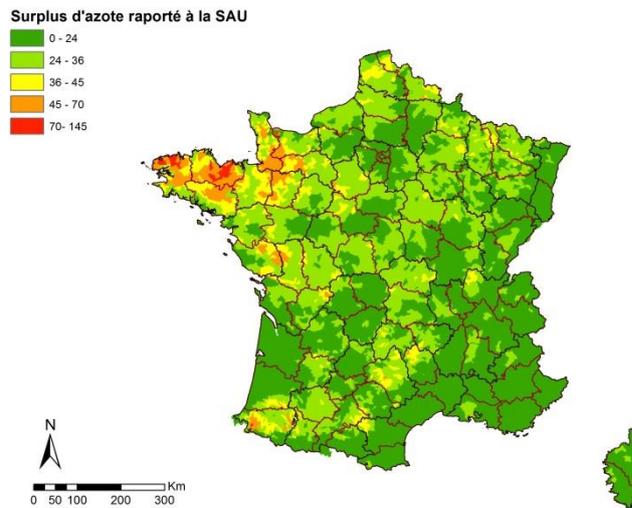
Les données de surplus de l'outil Nopolu

L'outil NOPOLU-Agri, développé à l'initiative du Service de l'observation et des statistiques (SOeS), vise à améliorer la connaissance des pressions liées aux activités agricoles. Il permet de calculer le surplus d'azote spatialisé, valable pour l'année 2010-2011, sur un territoire administratif dont l'échelle peut varier.

Cet outil intègre à une échelle territoriale fine toutes les données relatives à l'activité agricole. Dans la version de ce logiciel présenté dans ce rapport, sont utilisées les données du Recensement agricole 2010, de l'enquête Pratiques culturales 2011 et de l'enquête Prairies 1998, et des livraisons d'engrais (Unifa) pour des mailles carrées de 50 km de côté.

L'estimation du risque de pollution azotée réalisée par le SOeS repose sur le calcul du bilan des apports et exports d'azote à la surface des sols agricoles. Les composantes qu'il est possible de prendre en compte sont les fertilisations minérale et organique, les dépôts atmosphériques, la fixation symbiotique, les pertes gazeuses par volatilisation et pour les exports, les prélèvements par les cultures et les prairies.

La carte ci-dessous présente les résultats pour l'année 2011 des surplus calculés par Nopolu. Les classes ont été sélectionnées dans le cadre de cette étude pour faciliter les comparaisons entre les cartes de résultats fournies par les trois outils.



Répartition territoriale du surplus azoté en 2010 à l'échelle du canton (D'après SOeS, 2014)

Calcul de la note de pression prenant en compte l'effet "précédent-suivant"

Les données de l'Université de Tours ne permettent que de calculer des valeurs de surplus. De plus, ces surplus ne sont pour l'instant accessibles qu'à l'échelle du département. Dans le cadre de cette étude, il a été décidé de tenter d'améliorer les données de l'Université de Tours sur une base spatiale.

Afin d'améliorer les données de l'Université de Tours, il a été décidé de donner une note à la succession "précédent-suivant" (c'est-à-dire à la succession de la culture de l'année n-1 et la culture de l'année n) et de ne pas seulement prendre en compte la valeur du surplus de l'année n.

La note de pression est la moyenne de plusieurs notes attribuées selon un jugement d'expert. La première note a été attribuée à l'excédent laissé par la "culture précédente". Cet excédent a été calculé en soustrayant les rendements moyens aux besoins moyens de la culture pour une année donnée. Les valeurs de rendements moyens et les valeurs de besoins sont tirées d'enquêtes sur les pratiques agricoles. Les rendements ont été acquis dans la base de données du Ministère de l'Agriculture (DISAR, 2015) tandis que les données sur les pratiques agricoles proviennent de la dernière enquête publiée par le Ministère de l'Agriculture (Agreste, 2011). Pour certaines cultures spécifiques, des publications plus spécialisées ont été retenues (Agreste Nord-Pas-de-Calais, 2014). La note s'échelonne de 1 à 5.

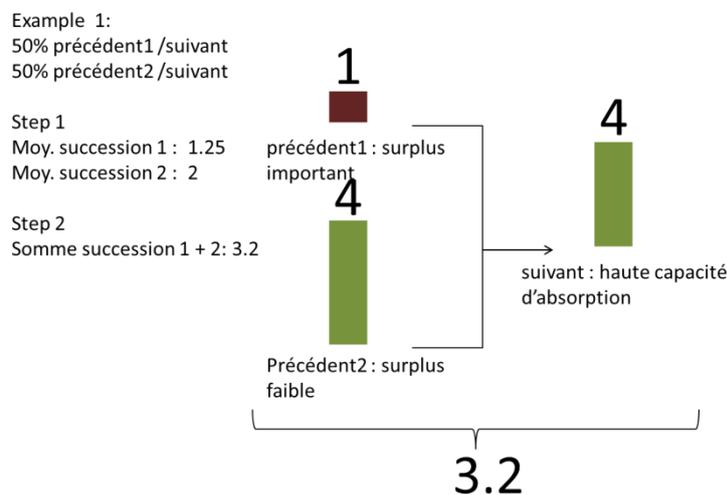
La deuxième note a été attribuée à la capacité de la "culture suivante" à absorber l'excédent de la "culture précédente". La durée entre la date de récolte de la "culture précédente" et la date de plantation de la "culture suivante" a été prise en compte ainsi que la capacité intrinsèque de la "culture suivante" pour absorber l'azote ont été prises en compte. Pour attribuer ces notes, des travaux déjà publiés ont été utilisés (Cattin, et al., 2002). La note s'échelonne de 1 à 5 correspondant, respectivement, au risque très faible à très élevé.

Les notes n'ont pas été attribuées à tous les couples "précédent-suivant". Il a été nécessaire de déterminer pour chaque culture les « cultures précédentes » les plus probables afin de recréer artificiellement les rotations. Des données à l'échelle régionale ont été utilisées car en fonction des bassins de production, les précédents pour un même suivant peuvent être très différents.

Pour acquérir ces données, les enquêtes publiées à l'échelle nationale du Ministère de l'Agriculture ont été utilisées (Agreste, 2008, Agreste, 2011).

En fonction des cultures et des régions, le nombre de précédents pour chaque culture, utilisé dans cette étude s'échelonne, de une à cinq. Le nombre maximum a été imposé car utiliser plus de culture n'apporte pas d'information supplémentaire, les surfaces mise en jeu étant alors trop petite au-delà du cinquième couple précédent-suivant.

Le schéma suivant (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) présente deux exemples théoriques de calcul de couple précédent-suivant. Ce type de méthode permet de donner moins de poids au surplus seul et permet de mieux prendre en compte les différences physiologiques entre les espèces végétales notamment dans leur capacité d'absorption. Dans le cadre de cette étude, ce type de calcul permet aussi de faire la différence entre les zones où les rotations sont plus propices à générer du nitrate (ex beaucoup de couples blé->maïs) et les zones qui le sont moins (beaucoup de couples blé->colza).



Représentation schématique du calcul dans la méthode "précédent"- "suivant"

Compte tenu des notes différentes attribuées à chaque culture même si elles font partie des mêmes rotations, il faut examiner un territoire de manière relativement large pour observer suffisamment de parcelles et voir toutes les cultures de la rotation.

En utilisant le Registre Parcellaire Graphique l'année 2012 (RPG, 2012), il a été possible d'attribuer une note à environ 6 millions parcelles. Pour des raisons pratiques les notes des couples "précédents"- "suivant" attribué au suivant ont été attribuées à la culture en place en 2012 pour chaque région.

Par exemple, pour le couple "précédents "- "maïs" une note de 2,8 a été calculé en Normandie, toutes les parcelles déclarées en maïs dans le RPG 2012 se sont vu attribué la note de 2. Cette note se décompose en trois successions: blé - maïs = 1,3, maïs - maïs = 1,3 et orge - maïs = 0.2

Une recherche sur le RPG 2011 n'a pas été entreprise pour connaître la valeur recalée du précédent. Cette méthode aurait entraîné trop de couple différent et notamment des couples non pris en compte (Par exemple, en Normandie, des couples à base de plantes à fibre).

La carte ci-dessous présente les résultats de cette méthode appliquée à la parcelle. Cette méthode donne en moyenne une note élevée pour les régions avec des cultures très productives

(comme le bassin parisien) et aux régions de d'élevage (comme l'ouest de la France). La partie centrale de la France est classée comme « basse pression ». Le système agricole repose sur les herbages.

Comparaison

La méthode des notes méthode n'est pas la première essayant de mesurer la pression ou le surplus d'azote à l'échelle nationale. Ce paragraphe essaye de comparer les résultats obtenus par la méthode des surplus de l'Université de Tours (Cassis_N), par l'outil Nopolu et pas la méthode des notes de pression développée dans cette étude.

Les méthodes et les données utilisées sont comparées plus que les résultats finaux. En effet, il est difficile de comparer les résultats puisque : i) les outils n'ont pas la même échelle géographique ii) les outils n'utilisent pas les mêmes données d'entrée et les méthodes d'intégration, iii) les résultats ne sont pas dans les mêmes unités. En considérant toutes ces sources de divergence, les trois outils ne peuvent pas aboutir aux mêmes résultats. Il est d'ailleurs à noter que Cassis_N et Nopolu fournissent des résultats en kg/ha tandis que la méthode du "précédent-suivant" fournit un classement en 5 catégories. De par cette différence même, la comparaison entre les trois outils est subjective.

Comme expliqué ci-dessus, il n'est pas question ici de déterminer quel est le meilleur outil, le but est ici de montrer l'outil qui semble le plus adapté au besoin de la méthode tout en présentant des résultats suffisamment pertinents. L'objectif dans le cadre de ce rapport est de disposer d'un outil pouvant fournir des données à l'échelle nationale.

Les quelques paragraphes ci-dessous présentent des comparaisons des trois outils réalisées à partir de rapports et d'enquêtes réalisés nationalement et régionalement, l'objectif étant ici de montrer la pertinence des outils.

Les trois outils s'accordent aussi sur le grand Ouest. Pour les trois méthodes, les pressions sont moyennes ou fortes. Pour les trois outils, la Bretagne présente les pressions les plus fortes, selon les données de l'Université de Tours, les départements du Morbihan et l'Ille-et-Villaine ont des "Pressions moyennes". Selon la méthode des notes, la pression est "élevée" dans son ensemble mais des zones de "Pression moyenne" sont aisément visibles. Il existe des publications sur les pressions des cultures majeures en Bretagne (Agreste Bretagne, 2008)

La répartition des cultures est suffisamment différente pour que des différences soient visibles à l'échelle régionale. En Champagne-Ardenne, les départements de l'Aube et de la Marne ont des cultures différentes (et des pressions plus "forte") que les départements des Ardennes et de la Haute-Marne. Sur la carte de la méthode des notes, le découpage n'est pas strictement départemental mais au Nord et au Sud de la région des zones vertes désignant des "Pression faibles" se distinguent nettement. En Nord-Pas de Calais, l'Avesnois et le Boulonnais forment aussi des zones vertes de "Pressions faibles". Selon l'outil Nopolu, ces zones d'élevage sont plutôt classées en "catégorie moyenne" tandis que la zone de grande culture au centre est plutôt classée en "catégorie faible". Cela n'est forcément ce qui a été décrit pour ces zones (Buscarlet, et al., 2012). Les données de l'Université de Tours fournissent une valeur moyenne plus proche de la méthode des notes.

Pour la Picardie, l'outil Nopolu prévoit assez peu de surplus probablement parce que l'agriculture picarde est souvent conduite avec des engrais minéraux plus faciles à piloter. Néanmoins, même sans générer beaucoup de surplus des rotations intégrant des légumes (Santerre), des betteraves (Aisne), ou des pommes de terre peuvent engendrer des transferts. C'est pourquoi la

méthode des notes place les parcelles dans les "catégories moyenne" ou "forte". Selon les données de l'Université de Tours chaque département a une note différente.

En ce qui concerne l'Aquitaine, l'outil Nopolu prévoit les pressions les plus fortes pour les Pyrénées-Atlantiques et dans une moindre mesure le Lot-et-Garonne. Les conclusions sont pratiquement identiques pour les surplus de Tours bien que les Landes présentent aussi un fort surplus. Ces fortes notes sont généralement dues à la production de maïs en monoculture (Agreste Aquitaine, 2013). Pour la méthode des notes, le département des Pyrénées-Atlantiques est divisé en deux : le Nord présente plus de pression que le Sud. Le calcul à la parcelle permet une représentation spatiale plus fine. Les Landes présentent une "pression forte" comme avec les deux autres méthodes. Dans la méthode des notes, la Gironde présente de la large zone vide qui représente soit des zones sans usages agricoles non représentée par le RPG.

La carte des pressions calculée par la méthode des notes et celle calculée par les outils Nopolu sont assez proches. La grosse différence provient des régions du grand ouest où la méthode des notes sous-estime les pressions peut-être parce que des différences dans le traitement de la fertilisation organique apparaissent. A l'inverse dans le Nord du bassin parisien, la méthode des notes surestime les pressions. Cela vient probablement de la différence de prise en compte entre surplus strict et effet précédent-suivant du suivant.

Il est plus difficile de comparer les deux cartes précédentes avec la carte des surplus de l'Université de Tours du fait du découpage départemental. Néanmoins, de grande tendance se dégage tout de même. Le centre et le sud de la France sont en pression faible, l'Ouest (Bretagne) et la Champagne Ardenne et en pression forte. En ce qui concerne les autres départements, il n'y a pas de tendance claire. Ce manque de tendance est probablement dû au rendu par département qui n'est pas forcément compatible avec l'occupation du territoire. L'exemple de l'Alsace dont l'occupation du territoire suit le Rhin est un exemple flagrant. Au-delà de son rendu géographique, la valeur du travail de l'Université de Tours se trouve dans son rendu temporel car 50 ans de données ont pu être collectés.

Le travail à la parcelle permet des visualisations intéressantes, il permet de faire ressortir des territoires agricoles particuliers comme la vallée de la Limagne en Auvergne ou la Basse Vallée de l'Ain dans la Région Rhône-Alpes qui ont, toutes les deux, des pressions plus fortes que les territoires qui les entourent. Cette comparaison montre la difficulté de comparer des études réalisées à des échelles différentes. Les trois cartes montrent des similitudes mais aussi des différences significatives.

Ainsi, les trois outils fournissent des résultats différents. Les différences entre les résultats s'expliquent par des choix explicites dans les données utilisées, les modes de calcul ou les échelles de travail.

Dans le cadre de ce travail, compte tenu de l'inertie des nappes souterraines, les résultats de l'outil Cassis_N ont été privilégiés car ils permettaient d'obtenir les chroniques les plus longues. Néanmoins, dans le cadre de travail à l'échelle de l'AAC, la méthode de "précédent-suivant" peut être envisagée. Cette partie s'est attachée à présenter des méthodes à l'échelle nationale. Aux échelles de bassins ou d'ACC, d'autres méthodes appropriées peuvent exister.

Annexe 2

Infiltration de l'eau

Introduction

Le transfert de polluants sous le sol jusqu'à la nappe au travers de la zone non saturée (ZNS) dépend principalement de deux facteurs, les flux d'eau et les possibilités offertes aux polluants dissous de s'infiltrer au travers des formations géologiques. Pour le nitrate, l'infiltration du contaminant peut être assimilée à celle de l'eau.

Infiltration

La pluie efficace est établie par MétéoFrance et disponible pour la période considérée comme la normale climatologique 1981-2010 (couplage Safran/Isba). Par la suite une comparaison sera faite en utilisant une chronique actualisée (1980-2016).

A l'échelle de travail de la Métropole, il existe un certain nombre de données disponibles qui peuvent être utilisées pour qualifier la capacité de l'eau à s'infiltrer. Une méthode basée sur l'IDPR (indice de développement et de persistance des réseaux) a été développée en 2004 par le BRGM (Mardhel et al., 2004).

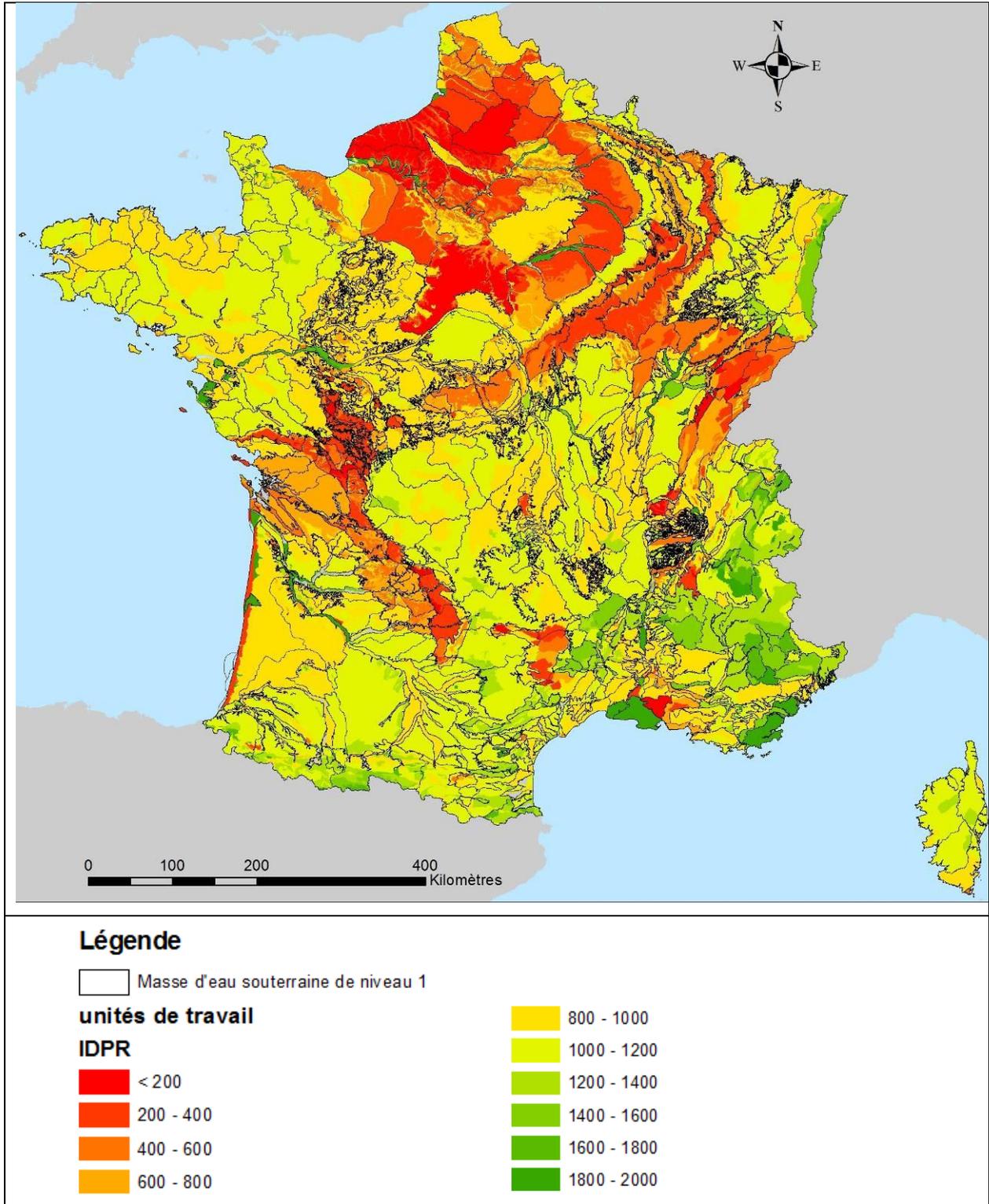
La détermination de la part infiltrée et de la part ruisselée par l'approche IDPR peut être améliorée notamment en contexte alluvial. D'autres travaux sont en cours de finalisation et permettront une amélioration de l'estimation de l'IDPR notamment en domaine de socle.

L'IDPR a été créé pour qualifier un territoire en termes de « chemins empruntés » par les eaux météoritiques. L'eau qui arrive à la surface des terrains naturels (qui n'est pas absorbée par les plantes ou soumise à une évaporation directe), quitte son bassin versant de deux manières distinctes :

- elle ruisselle à la surface, se concentre dans les ruisseaux et les rivières et quitte le bassin à la faveur d'un exutoire de surface ;
- elle s'infiltré dans le sous-sol, se concentre dans un aquifère et quitte ce dernier par un exutoire pouvant être distinct de celui du réseau des rivières.

L'IDPR permet une approche qualitative du rapport entre ces deux « chemins », il donne une indication quant à l'aptitude des formations du sol et sous-sol à laisser s'infiltrer et/ou ruisseler les eaux de surface vers/depuis le milieu souterrain. L'idée qui sous-tend l'IDPR découle des observations suivantes ; l'organisation du réseau hydrographique est dépendante des formations géologiques qui le supportent.

L'IDPR, employé dans de nombreuses thématiques (études de la vulnérabilité intrinsèque, analyse des pressions et impacts pour les états des lieux des masses d'eau, études des aires de protection des captages d'eau potable, application en hydrologie, ...) est utilisé dans cette étude pour évaluer le fractionnement de la pluie efficace entre ruissellement et infiltration. Cet indicateur a été calculé au pas de 50 m puis agrégé par unité de travail sous forme de médiane (voir figure ci-dessous). La grille au pas de 50 m utilisée dans ces calculs est celle de 2007, qui est aussi disponible sur le site Infoterre du BRGM.



Valeur de l'IDPR médian par unité de travail

Les pluies efficaces issues du modèle Safran de Météo-France par maille de 8km x 8km pour la période 1981- 2010 sont agrégées par unités de travail sous forme de moyenne.

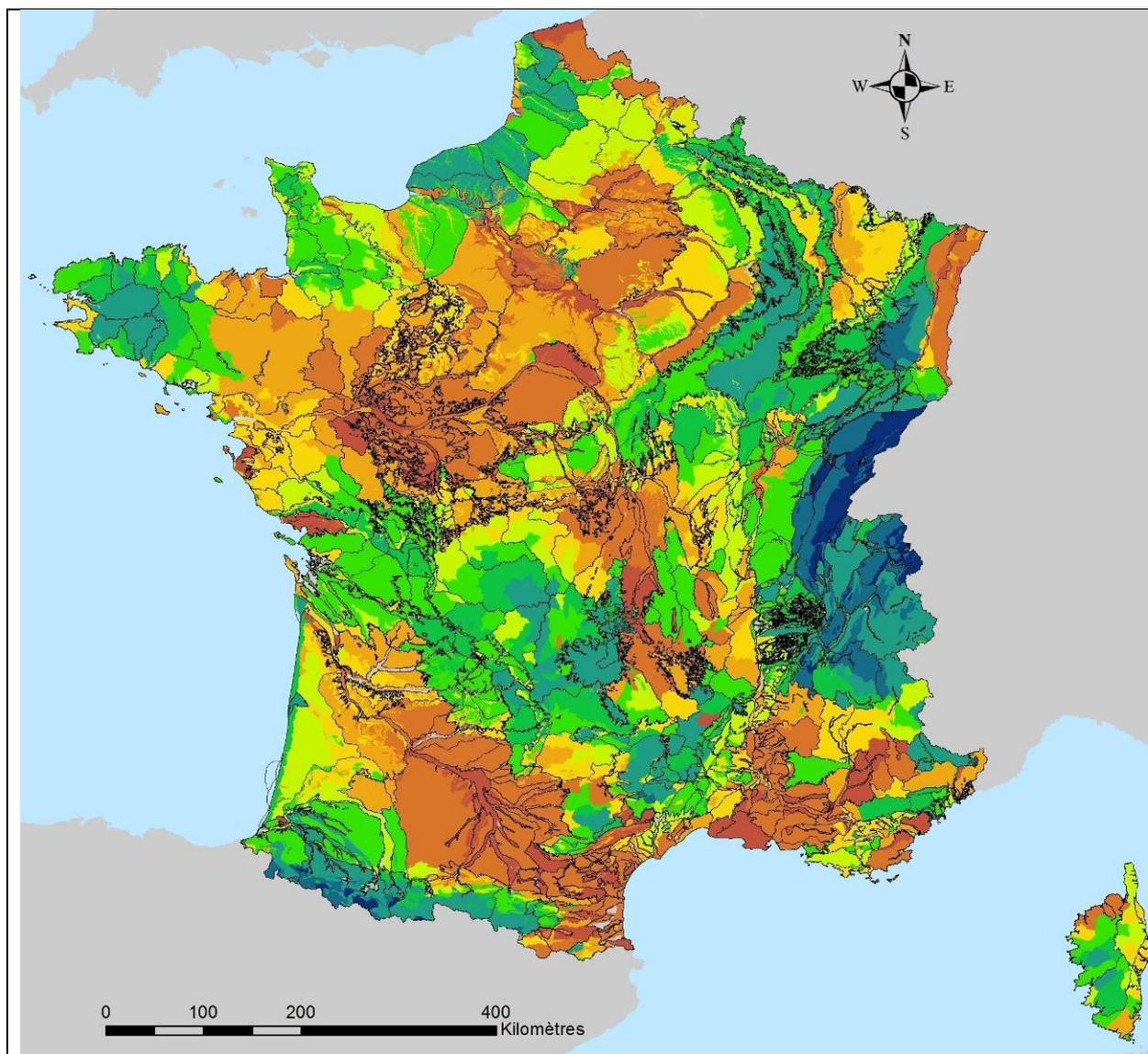
En première approche, la répartition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement se fait en fonction de la classe IDPR des zones, selon les pourcentages présentés dans l'illustration ci-dessous. Cette méthode des pourcentages a été utilisée et validée sur le modèle Turonien-Coniacien avec le calage du modèle hydrodynamique en régime permanent et transitoire (Putot et Thinon-Larminach, 2010). Ces valeurs de pourcentage d'infiltration (ou de ruissellement) ont été utilisés notamment sur le bassin Loire-Bretagne dans la cadre d'une étude exploratoire (Pinson et al., 2010).

D'autres études ont permis d'apporter des éléments complémentaires pour permettre de valider la pertinence de l'utilisation des proportions infiltration/ruissellement selon les valeurs de l'IDPR dans divers contextes géologiques (Seguin, 2016).

Valeur de l'IDPR	Signification	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation de l'infiltration	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation du ruissellement
0 – 200	Infiltration très majoritaire	95 %	5 %
200 - 400		85 %	15 %
400 - 600	Infiltration Moyenne	75 %	25 %
600 -800		65 %	35%
800 -1000		55 %	45 %
1000 – 1200		45 %	55 %
1200 - 1400		35 %	65 %
1400 - 1600	Ruissellement moyen	25 %	75 %
1600- 1800		15 %	85 %
1800 -2000	Ruissellement majoritaire	5 %	95 %

Pourcentages proposés pour le calcul de la répartition entre le ruissellement et l'infiltration

Ainsi selon la valeur de l'IDPR médian de chaque unité de travail, un pourcentage a été appliqué à la pluie efficace (en mm) correspondant à la partie infiltrante ou ruisselante. Pour chaque unité, une lame d'eau ruisselante et une autre infiltrante ont donc été évaluées. Cela permet d'établir une carte de la recharge moyenne globale (exprimée en mm) pour la période 1981-2010 par unité de travail. Les résultats sont présentés sur l'illustration ci-dessous.



Légende

 Masse d'eau souterraine de niveau 1

unités de travail

Infiltration moyenne en mm (1981 - 2010)

-  < 85
-  85 - 125
-  125 - 150
-  150 - 175
-  175 - 200
-  200 - 250
-  250 - 300
-  300 - 500
-  500 - 750
-  > 750

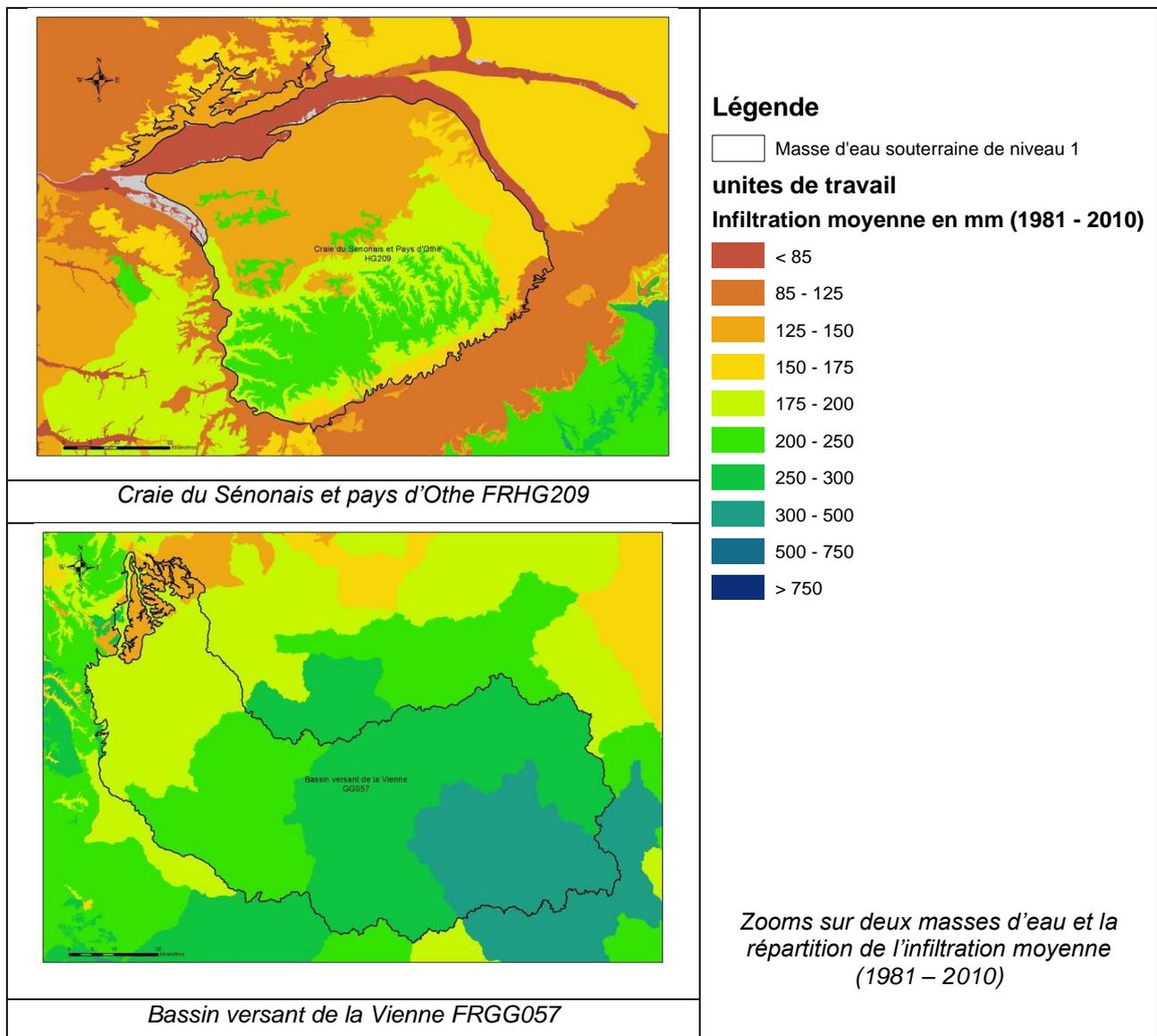
Carte de l'infiltration moyenne en mm (période 1981 – 2010)

La carte de l'illustration ci-dessus montre que la recharge moyenne (période 1981 – 2010) est globalement faible dans le Bassin parisien, la partie orientale du Massif armoricain, la partie amont du Bassin de la Garonne, la plaine alluviale d'Alsace et une grande partie de l'arc méridionale.

Du fait de la distribution des pluies efficaces et du relief, les valeurs les plus élevées de recharge sont plutôt localisées sur le littoral de la Manche, la Bretagne, le littoral aquitain et les reliefs montagneux du Massif central, des Pyrénées et des Alpes.

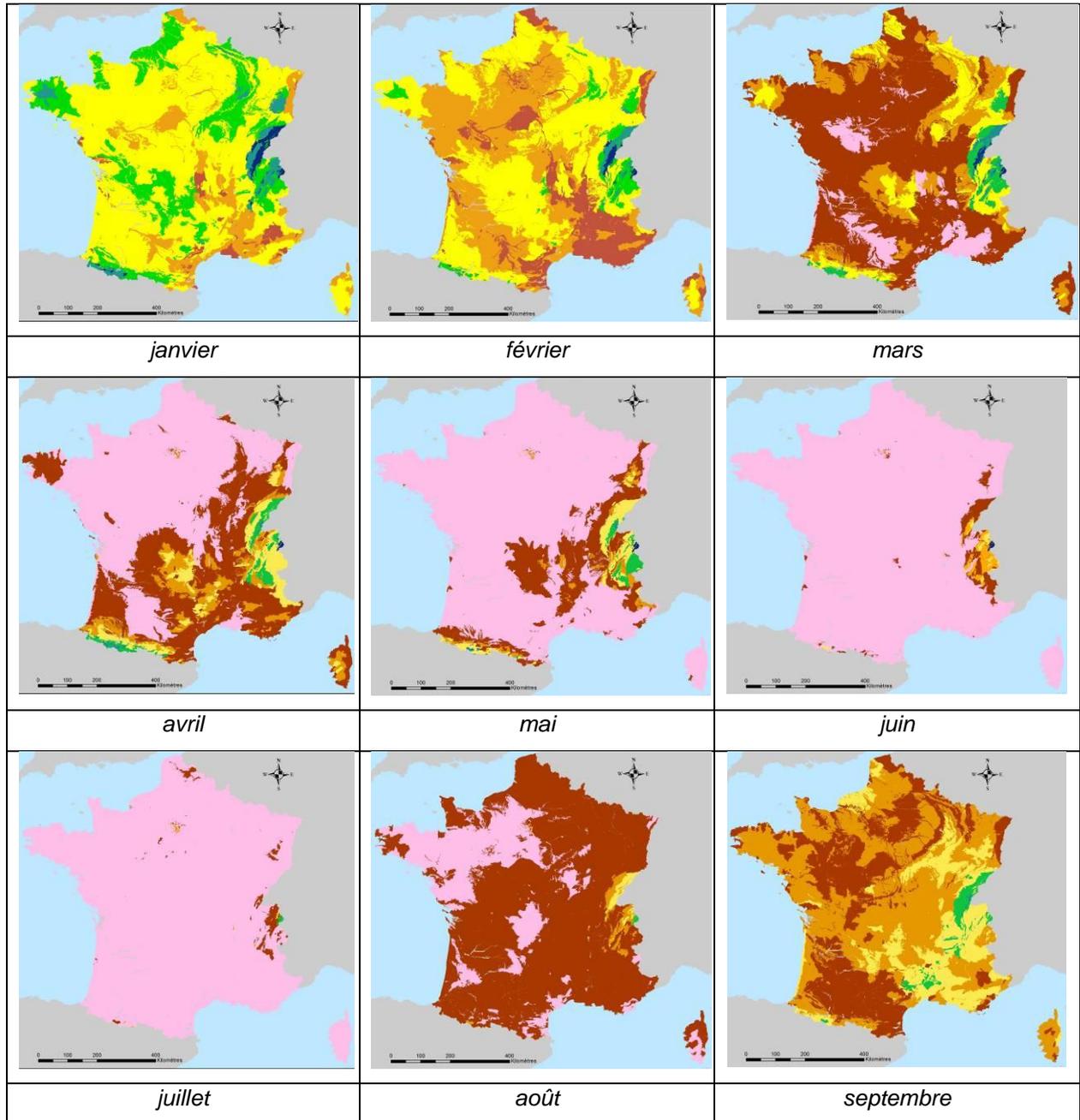
Au sein des masses d'eau souterraine, cette méthode de calcul de la recharge par unité de travail, va permettre d'apporter des nuances et de différencier des secteurs où la recharge n'est pas homogène comme le montre les exemples ci-dessous.

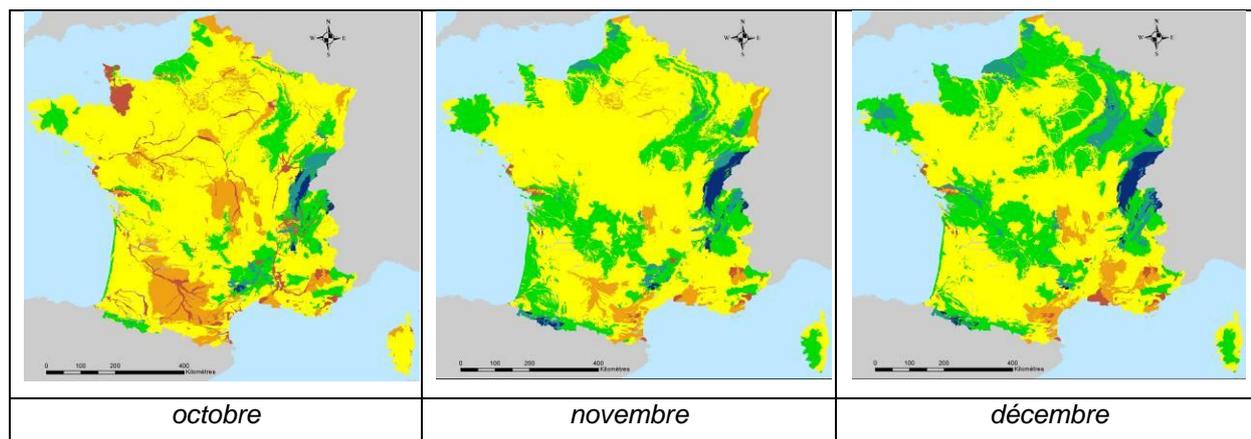
Il est toutefois important de ne pas considérer l'estimation de la recharge par cette approche simple et globale comme une valeur précise qui pourrait être utilisée dans des études quantitatives par exemple.



Estimation de la part infiltrante mois par mois

Dans le cas de certains polluants (comme les pesticides), la notion de saisonnalité peut avoir une influence dans les transferts vers les eaux souterraines. Ainsi, l'infiltration moyenne pour la période 1981-2010 a aussi calculée mensuellement pour chaque unité de travail (voir illustration ci-dessous). La répartition de l'infiltration moyenne (1981 – 2010) mois par mois montre que la recharge s'effectue principalement d'octobre à février.





Cartographie des infiltrations moyennes mensuelles (période 1981 – 2010) pour chaque unité de travail

Légende des cartes d'infiltration mensuelle

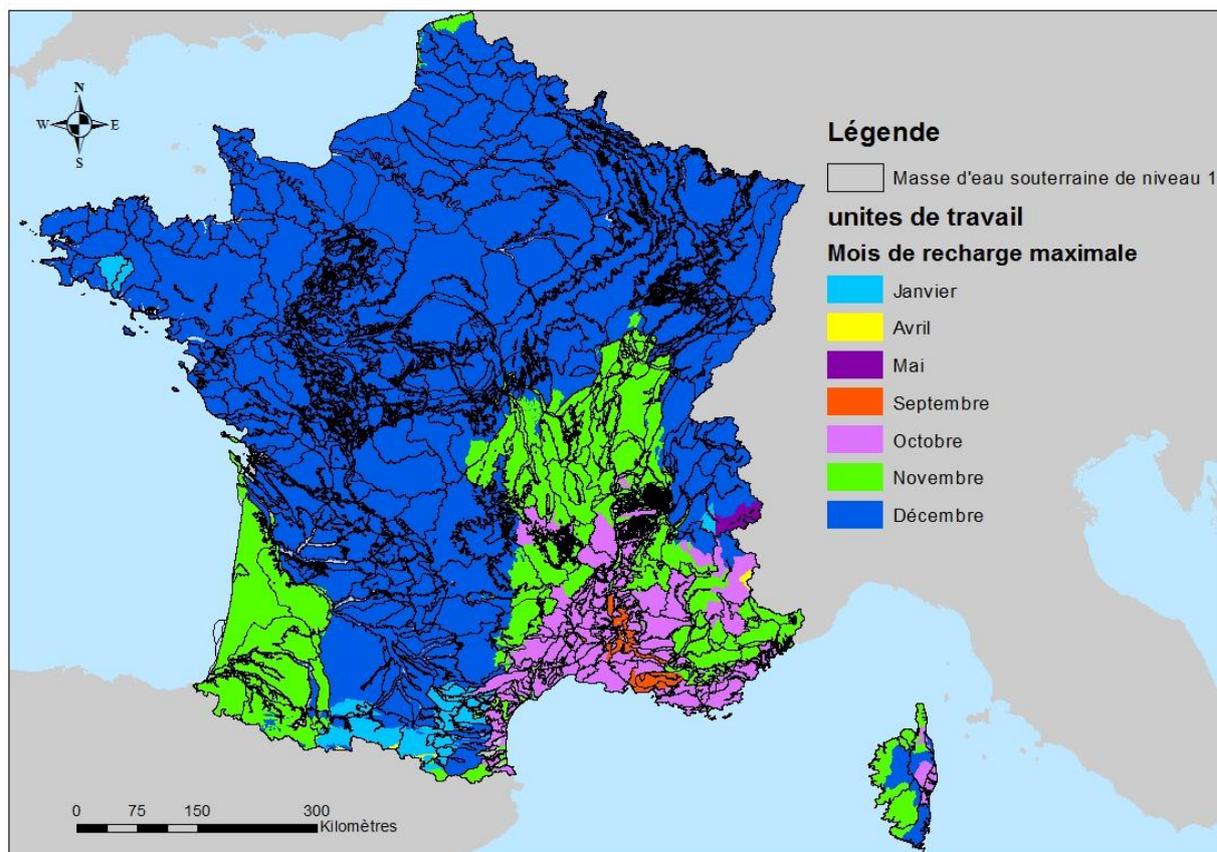
Légende

unités de travail

Infiltration mensuelle (en mm)



En parallèle, une cartographie a été élaborée pour représenter le mois où la recharge est maximale (voir illustration ci-dessous). Pour une grande partie du territoire métropolitain, le mois où la recharge est maximale est le mois de décembre. Sur le pourtour méridional, la recharge est maximale en septembre et octobre, cela correspondrait aux épisodes pluvieux dits « cévenoles ».



Cartographie du mois où la recharge est maximale (période 1981 – 2010)



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