



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

Liberté
Égalité
Fraternité



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Document à accès immédiat

Faciès chimiques et qualité des eaux souterraines des principaux aquifères du département de l'Orne

Rapport Final

BRGM/RP-71026-FR

Version du 28 octobre 2022

Étude réalisée dans le cadre des projets de recherche et développement
partagés (PROGRAMME OAGPRO61bis)

Lions Julie, Idée Erwan, Guerard Quentin

Avec la collaboration de l'Agence Régionale de Santé de Normandie

Vérificateur :

Nom : Gourcy Laurence

Fonction : Responsable unité DEPA/EVE

Date : 12/01/2022

Signature :

Approbateur :

Nom : Pennequin Didier

Fonction : Directeur Régional

Date : 22/02/2022

Signature :

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

Contact : qualite@brgm.fr



Mots clés : Orne, qualité de l'eau, hydrochimie, polluants, aquifères, craie, bajocien-bathonien, oxfordien, sables du Perche, formations paléozoïques, cornéennes, granites, eaux thermo-minérales

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

Lions Julie, Idée Erwan, Guerard Quentin (2022) – Faciès chimiques et qualité des eaux souterraines des principaux aquifères du département de l'Orne. Rapport Final. **BRGM/RP-71026-FR**, 115 p.

Synthèse

La présente étude a été réalisée dans le cadre du programme de mise à disposition d'un Outil d'Aide à la décision et de Gestion des Principales Ressources aquifères du département de l'Orne (OAGPRO 61). Ce programme est mené en partenariat avec le Syndicat Départemental des Eaux de l'Orne (SDE61) avec le soutien des Agences de l'Eau Seine-Normandie et Loire-Bretagne.

Elle s'inscrit dans la phase 2 du programme qui consiste à fournir des éléments de connaissances complémentaires, quantitatifs et qualitatifs, devant permettre une meilleure gestion des ressources en eau souterraine du département de l'Orne.

Ce volet sur la qualité des eaux est basé sur deux analyses. La première a été réalisée afin de caractériser la qualité naturelle des eaux en se basant sur les principes d'hydrogéochimie qui permettent d'appréhender la composition chimique des eaux en interactions avec les faciès géologiques et le fonctionnement hydrogéologiques des aquifères. La seconde analyse a porté sur l'étude des polluants quantifiés dans les eaux souterraines afin de proposer un « panorama » à l'échelle de l'ensemble du département de la qualité des eaux pour les principaux paramètres indésirables et toxiques (du point de vue sanitaire) sur les dernières décennies.

Ces analyses ont pu être réalisées sur la base des données bancarisées dans la base de données ADES et des connaissances disponibles en géologie et hydrogéologie sur le département de l'Orne.

L'analyse des faciès hydrogéochimiques montre une distinction entre les **aquifères de socle** de type $\text{SO}_4\text{-Ca}$, Na-Cl et les **aquifères sédimentaires** de type $\text{HCO}_3\text{-Ca}$. Au sein de ces deux domaines, il est possible de distinguer une variabilité des faciès traduisant des hétérogénéités ayant des évolutions continues ou discontinues. En effet, les eaux de certaines unités aquifères (Craie, Oxfordien et Bajocien-Bathonien) suivent des tendances d'évolution entre différents pôles (Ca-Mg-Na+K , $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Cl+NO}_3$) ; tandis que d'autres unités présentent des faciès différents pour une même entité aquifère (aquifères des granitoïdes et cornéennes ; aquifère des flyschs du Briovérien ; aquifère des sables du Perche, aquifères du Paléozoïque).

Concernant les polluants, un screening des paramètres ayant dégradé la qualité des eaux a été réalisé sur les paramètres les plus critiques tels que le nitrate et les phosphates complétés par les éléments traces tels que les métaux et l'arsenic et les micropolluants organiques.

Les principaux dépassements de la norme sanitaire en nitrate (50 mg/l) sur la période (1996-2020) sont observés sur plusieurs secteurs du territoire notamment les secteurs d'Argentan, Flers, le sud-est du département de l'Orne (Perche). Tout comme les phytosanitaires, le nitrate est principalement rencontré dans les ouvrages captant les parties libres des aquifères. On constate une distribution des composés phytosanitaires sur l'ensemble du département aussi bien en domaine de socle qu'en domaine sédimentaire.

Parmi les éléments traces, on a identifié la présence de fer et de manganèse largement distribués sur tout le département, essentiellement d'origine naturelle. Leur présence a pu être reliée aux formations paléozoïques et métasédimentaires du Briovérien et à certaines formations sédimentaires à l'est du département. Ces deux éléments peuvent ainsi dépasser les seuils de qualité pour l'eau potable dans les eaux souterraines. Bien que de l'arsenic puisse avoir une origine également naturelle, les dépassements mesurés sont associés aux activités industrielles.

Un intérêt a été porté au thallium suite à la problématique soulevée depuis 2012. Ainsi, l'aquifère du Bajocien-Bathonien peut localement présenter des valeurs pouvant atteindre 1 à 3 µg/l. Il est donc recommandé d'assurer le suivi de cet élément lors de l'exploitation des ouvrages AEP exploitant des ressources en eaux souterraines en contexte carbonaté. Concernant le sélénium, le baryum et le fluor, leur origine est vraisemblablement naturelle, les concentrations sont faibles et aucun dépassement du seuil de qualité des eaux potables n'est observé dans les aquifères sédimentaires du territoire.

Le risque radon a été pointé dans le secteur de la Ferté-Macé et d'Alençon confirmant les études antérieures.

A souligner également que le paramètre « turbidité » entraîne le déclassement de certains points d'eau en raison de valeurs supérieures au seuil de qualité de 1 NFU, généralement associé à de fortes concentrations en fer, mais pouvant également être le révélateur de fonctionnement de type karstique ou encore d'une forme de sensibilité aux échanges avec les eaux de surface.

Sur le territoire, depuis 2010, les dépassements des seuils qualité vis-à-vis des polluants organiques sont principalement causés par des molécules d'origine phytosanitaires. Il s'agit principalement de la famille des triazines et métabolites mais également des acétamides et métabolites, des amides, des triazoles et d'autres produits phytosanitaires tels que AMPA, bentazone, dinoterbe, glyphosate, bromacil, CGA354742 (métabolite du dimétachlore), diuron, éthidimuron, chloridazone.

Concernant les polluants organiques autres que phytosanitaires, on note des dépassements associés aux COHV, solvants chlorés et HAP. On retrouve principalement les COHVs et les HAPs à proximité des grands centres urbains et des activités industrielles historiques. En particulier sur les secteurs de Flers, Couterne-Bagnoles, Argentan et Alençon, les pollutions en trichloréthylène et tétrachloroéthylène sont observées sur les points du réseau de surveillance des sites industriels. On trouve également ponctuellement des HAPs sur d'autres captages, soulignant probablement une forme de vulnérabilité de ces derniers, face à leur environnement et/ou également une vulnérabilité des aquifères exploités.

Sommaire

1. Introduction	11
1.1. METHODOLOGIE GENERALE	11
1.2. DONNEES TRAITEES.....	12
2. Faciès hydrochimiques des eaux souterraines	15
2.1. AQUIFERES DU DEPARTEMENT DE L'ORNE.....	15
2.2. AQUIFERES DE SOCLE	16
2.2.1. Aquifères des formations Paléozoïques	18
2.2.2. Aquifère des Flysch Briovériens peu ou non métamorphisés	19
2.2.3. Aquifère des granitoïdes et cornéennes.....	20
2.2.4. Aquifères des altérites des formations de socle	22
2.2.5. Eaux du socle profond	23
2.2.6. Eaux Thermo-minérales.....	24
2.3. AQUIFERES SEDIMENTAIRES	26
2.3.1. Aquifère de la craie cénomaniennne et turonienne	28
2.3.2. Aquifère des sables du Perche	35
2.3.3. Aquifères des formations oxfordiennes	37
2.3.4. Aquifère des calcaires aaléniens, bajociens et bathoniens (Dogger).....	42
3. Qualité des eaux souterraines.....	49
3.1. COMPOSES AZOTES	49
3.1.1. Nitrate	50
3.1.2. Ammonium	53
3.2. METAUX ET METALLOIDES.....	56
3.2.1. Fer, Manganèse.....	56
3.2.2. Arsenic.....	65
3.2.3. Thallium (Argentan et Alençon).....	69
3.2.4. Sélénium.....	71
3.2.5. Baryum et fluor	72
3.3. RADIOACTIVITE	75
3.3.1. Uranium	75
3.3.2. Radon.....	77
3.3.3. Activité alpha et beta.....	79
3.4. POLLUANTS ORGANIQUES.....	81
3.4.1. Produits phytosanitaires.....	81

3.4.2.Solvants chlorés : TCE/PCE.....	89
3.4.3.Trihalométhanes.....	91
3.4.4.Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	92
3.4.5.Polychlorobiphényles (PCB).....	96
3.4.6.Substances per- et poly-fluoroalkylées.....	97
3.4.7.Détergents et plastifiants : phtalates, phénols, NBBS.....	99
3.4.8.Paracétamol.....	103
3.5. BILAN QUALITATIF A L'ECHELLE DEPARTEMENTALE.....	105
3.5.1.Domaine de socle.....	105
3.5.2.Domaine sédimentaire.....	105
3.5.3.Par commune.....	106
4. Conclusions et Recommandations.....	109
4.1. CONCLUSION.....	109
4.2. RECOMMANDATIONS.....	109
5. Bibliographie.....	111

Liste des Illustrations

Illustration 1 : Nombre d'ouvrages BSS considérés pour chaque aquifère dans l'analyse des faciès hydrogéochimiques	12
Illustration 2 : Points d'eau par aquifère (Carte géologique + entités BD LISA du domaine sédimentaire)	13
Illustration 3 : Diagramme de PIPER des eaux souterraines en fonction des aquifères captés	15
Illustration 4 : Diagramme binaire pour les eaux souterraines du domaine de socle et les eaux thermo-minérales (ETM)	17
Illustration 5 : Diagramme de Piper pour les eaux des formations paléozoïques (3 sous-groupes)	18
Illustration 6 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères des Flyshs briovériens peu ou non métamorphisés (hors aquifère de socle profond)	20
Illustration 7 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères des granitoïdes et cornéennes (deux sous-groupes) (hors aquifère de socle profond)	21
Illustration 8 : Diagramme de Piper pour les eaux de la nappe des altérites des formations de socle (deux sous-groupes)	22
Illustration 9 : Diagramme de Piper pour les eaux profondes des aquifères de socle	23
Illustration 10 : Diagramme de Piper pour les eaux thermales : Bagnole de l'Orne (Grande Source, données ARS) et de Saint Ursin (données ARS, 2018-2020). Les eaux souterraines du domaine de socle sont représentées en gris	25
Illustration 11 : Source de Bagnoles-de-l'Orne et Roc au Chien en arrière plan (crédit photo : www.bagnolesdelorne.com)	26
Illustration 12 : Caractéristiques des eaux souterraines en domaine sédimentaire	27
Illustration 13 : Diagramme de Piper pour les eaux de l'aquifère de la craie cénomaniennne et turonienne	29
Illustration 14 : Sous-groupes de l'aquifère de la Craie	30
Illustration 15 : Concentrations en oxygène dissous (en mg/l) dans les eaux de la nappe de la Craie	32
Illustration 16 : Concentrations en silice (en mg/l) dans les eaux de la nappe de la Craie	33
Illustration 17 : Concentrations en orthophosphates dans les eaux de la nappe de la Craie (valeur médiane)	34
Illustration 18 : Diagramme de Piper pour les eaux des sables du Perche (3 sous-groupes)	35
Illustration 19 : Sous-groupes de l'aquifère des sables du Perche	36
Illustration 20 : Concentrations en silice (en mg/l) dans les eaux de l'aquifère des sables du Perche	37
Illustration 21 : Sous-groupes des aquifères des formations oxfordiennes	38
Illustration 22 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères oxfordiens	39
Illustration 23 : Concentrations en magnésium dans les eaux des aquifères oxfordiens (valeur médiane)	41
Illustration 24 : Diagramme de Piper pour les eaux des calcaires du Dogger	43
Illustration 25 : Sous-groupes de l'aquifère des calcaires aaléniens, bajociens, bathoniens	44
Illustration 26 : Relation O ₂ dissous et nitrate dans les eaux souterraines de l'aquifère du Dogger	45
Illustration 27 : Concentrations en nitrate dans la nappe aalénien, bajo-batho (en mg/l)	46
Illustration 28 : Concentration en oxygène dissous (en mg/l) dans les eaux de l'aquifère du Dogger	47
Illustration 29 : Concentrations maximales en nitrate (mg/l) mesurées dans les ESO sur la période 1996-2020	51

Illustration 30 : Analyse des tendances pour le nitrate - Tendances (test de Mann-Kendall), pente exprimée en unité (mg/l) par année.....	52
Illustration 31 : Concentrations médianes en ammonium dans les ESO (mg/l)	55
Illustration 32 : Report des indices miniers et concentrations en thallium dans les eaux (d'après le rapport BRGM RP-63615-FR).....	56
Illustration 33 : Mines, forges et fonderies du Perche (Pelatan, 1985)	58
Illustration 34 : Concentrations en fer ((µg/l, médiane calculée sur la période incluant les valeurs non quantifiées LQ/2)	60
Illustration 35 : Relation entre l'oxygène dissous et les concentrations en fer	61
Illustration 36 : Turbidité dans les eaux souterraines (en NFU médiane sur la période) avec entités BD LISA	63
Illustration 37 : Concentration médiane en manganèse dans les eaux souterraines (µg/l, médiane calculée sur la période en incluant les valeurs non quantifiées LQ/2).....	64
Illustration 38 : Concentrations en éléments traces (arsenic, manganèse, fer) dans les eaux souterraines du domaine sédimentaire	65
Illustration 39 : Teneurs en arsenic supérieures à 100 ppm mesurées dans les échantillons de l'inventaire minier (d'après le rapport BRGM RP-63615-FR)	66
Illustration 40 : Concentrations médianes en arsenic dans les eaux souterraines (µg/l, médiane calculée sur la période en intégrant les valeurs non quantifiées (LQ/2)).....	67
Illustration 41 : Analyses du thallium (données acquises en 2013), carte géologique au 1/1 000 000 ^{ème} (d'après Rapport Brgm RP-63615-FR).....	69
Illustration 42 : Concentration en baryum (valeur médiane calculée sur la période en µg/l, en intégrant les valeurs non quantifiées (LQ/2))	73
Illustration 43 : Concentration médiane en fluor (mg/l, médiane calculée sur la période en intégrant les valeurs non quantifiées (LQ/2))	74
Illustration 44 : Concentrations en uranium quantifiées dans les eaux souterraines (en mg/l)	76
Illustration 45 : Carte estimative des teneurs moyennes en uranium par commune (RP-54772-FR).....	77
Illustration 46 : Concentrations en radon mesurées dans les eaux souterraines (en Bq/L)	79
Illustration 47 : Activité alpha mesurée dans les eaux souterraines (Bq/l)	80
Illustration 48 : Composés de la famille des triazines et métabolites (concentrations mesurées en µg/l)	83
Illustration 49 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour l'atrazine (vert : non quantifié ie < LQ).....	84
Illustration 50 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour la bentazone (vert : non quantifié ie < LQ)	85
Illustration 51 : Composés de la famille des chloroacétamides et métabolites (concentration maximale quantifiée en µg/l)	86
Illustration 52 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le métolachlore-ESA (vert : non quantifié ie < LQ)	87
Illustration 53 : Concentration maximale quantifiée en glyphosate et AMPA (en µg/l) dans les eaux souterraines	88
Illustration 54 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le glyphosate (vert : non quantifié ie < LQ).....	89
Illustration 55 : Concentrations maximales quantifiées en PCE-TCE dans les eaux souterraines (en µg/l)	90

Illustration 56 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le PCE (vert : non quantifié ie < LQ).....	90
Illustration 57 : Distribution des concentrations en THM (bromoforme, chloroforme, dibromochlorométhane, dichlorométhane) dans les eaux souterraines (concentrations maximales quantifiées en µg/l).....	92
Illustration 58 : Concentrations maximales quantifiées en benzo(a)pyrène (µg/l)	93
Illustration 59 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le benzo(a)pyrène (vert : non quantifié ie < LQ).....	94
Illustration 60 : Concentrations maximales quantifiées en fluoranthène (µg/l).....	94
Illustration 61 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le fluoranthène (vert : non quantifié ie < LQ)	95
Illustration 62 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le groupe des HAP (vert : non quantifié ie < LQ)	95
Illustration 63 : Concentrations (en µg/l) quantifiées des composés de la famille des PCB dans les eaux souterraines	96
Illustration 64 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le groupe des PCB (transparent : non quantifié ie < LQ)	97
Illustration 65 : Concentrations maximales quantifiées des composés du groupe des nonylphénols	101
Illustration 66 : Concentrations maximales quantifiées des composés du groupe des bisphénol A.....	101
Illustration 67 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le phtalates (vert : non quantifié ie < LQ)	102
Illustration 68 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le N-Butylbenzenesulfonamide (vert : non quantifié ie < LQ).....	103
Illustration 69 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le paracétamol (vert : non quantifié ie < LQ)	104
Illustration 70 : Nombre de dépassement de la norme DCE sur la période 2016-2020 (chiffres rapportés à la commune).....	107
Illustration 71 : Fréquence de dépassement (en fonction du nombre d'analyses) sur la période 2016-2020 (chiffres rapportés à la commune).....	107

1. Introduction

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme de mise à disposition d'un Outil d'Aide à la décision et de Gestion des Principales Ressources aquifères du département de l'Orne (OAGPRO 61). Ce programme est mené en partenariat avec le Syndicat Départemental des Eaux de l'Orne (SDE61) avec le soutien des Agences de l'Eau Seine-Normandie et Loire-Bretagne.

Ce travail fait suite à une première phase de synthèse et valorisation des données géologiques et hydrogéologiques existantes. Il s'inscrit dans la phase 2 du programme qui consiste à fournir des éléments opérationnels de connaissance, quantitatifs et qualitatifs, devant permettre une meilleure gestion des ressources en eau souterraine du département de l'Orne (Atlas hydrogéologique).

1.1. METHODOLOGIE GENERALE

La chimie des eaux souterraines est directement contrôlée par la nature des formations géologiques drainées. Elle résulte de mécanismes naturels liés aux interactions eau-roche et aux mélanges d'eau. Elle peut être influencée par des processus naturels qui modifient les écoulements souterrains et changent les conditions d'équilibre hydrochimique autour du captage ou au sein des aquifères : venues d'eau provenant d'horizons et de formations de natures différentes (remontées d'eaux profondes, drainance verticale, connexion hydraulique entre aquifères, avec la nappe alluviale ou les eaux de surface) cycle de saturation-désaturation associé aux battements des nappes. Il existe également des processus d'origine anthropique, telle que l'exploitation des eaux souterraines pouvant modifier les fonctionnements hydrogéologiques et impacter la chimie des eaux : désaturation des aquifères, inversion des sens d'écoulement, intrusion saline. Ces mélanges peuvent se produire au sein du forage ou au sein de la formation aquifère.

L'infiltration d'eaux contaminées au voisinage de sources de pollutions ponctuelles telles que des industries ou des rejets d'eaux usées ou bien de façon plus diffuse, comme les épandages agricoles ou le salage des routes (NaCl) par exemple, sont des processus anthropiques qui vont également affecter la chimie des eaux souterraines.

Dans le cadre de ce volet de synthèse sur la qualité des eaux souterraines du département de l'Orne, l'étude s'est orientée sur :

- **La description des principaux faciès hydrochimiques ;**

Une première analyse de la répartition des principaux ions majeurs, réalisée à l'aide du diagramme de Piper a permis de discriminer les principaux faciès hydrochimiques des entités aquifères du département.

Cette première analyse a été complétée par la réalisation de diagrammes binaires de ces ions majeurs auxquels on a confronté également l'analyse de paramètres physico-chimiques comme la conductivité¹, pH, O₂ dissous qui vont illustrer les mécanismes hydrogéochimiques au sein des aquifères tels que la minéralisation, le temps de résidence, les processus d'oxydo-réduction. Cette méthode permet l'analyse des

¹ La conductivité est un des premiers facteurs discriminants. Ce paramètre traduit d'une part la nature des minéraux drainés et leur solubilité (ex. la calcite est plus soluble que la dolomie, les carbonates et les sulfates sont plus solubles que les silicates) mais également du temps de résidence de l'eau au sein de l'aquifère notamment pour les minéraux moins solubles (dolomite, silicates). Un temps de séjour/résidence long permet d'augmenter les interactions eau-roche (et la solubilité des minéraux), induisant des conductivités plus fortes.

principales interactions entre l'eau et la roche mais également avec l'atmosphère (cas des nappes libres ou captives).

Cette méthode permet également d'illustrer l'hétérogénéité des faciès hydrochimiques au sein d'une même « entité aquifère » et l'existence, dans certains cas, de mélanges entre différents pôles (évolution progressive ou discontinue). Ces variations peuvent être contrôlées par la variabilité des faciès géologiques (variation de faciès, aquifères multi-couches) mais également par le fonctionnement hydrogéologique (drainance entre aquifère, échange avec les eaux de surface, transition entre nappe libre et nappe captive).

- **La réalisation d'un état des lieux des principaux paramètres indésirables** (du point de vue sanitaire), par l'analyse d'éléments chimiques révélateurs de contaminations anthropiques ou bien d'anomalies d'origine naturelle dans le cas des éléments traces.

Les familles de paramètres proposées sont : les composés azotés, les métaux et métalloïdes, les marqueurs de la radioactivité et les polluants organiques.

1.2. DONNEES TRAITEES

L'étude de la chimie des eaux a été réalisée à partir des données bancarisées dans ADES (voir Annexe 1) extraites en janvier 2021 complétées pour les eaux thermo-minérales par des données fournies par l'ARS.

Chaque point d'eau a été rattaché aux ensembles aquifères définis dans la première phase de l'étude OAGPRO (RP-69292-FR – Meire et al., 2019), à partir de la position des ouvrages et de l'analyse des coupes de forage disponibles dans la Banque de données du Sous-Sol (BSS) (position des crépines, profondeur) (Illustration 1 et Illustration 2). Les nappes des Altérites des formations jurassiques et crétacé (3 points du réseau des ICPE) faute de points représentatifs n'ont pas été intégrées à l'analyse. Les ouvrages captant les alluvions n'ont pas été considérés en raison de leurs fortes hétérogénéités et forte vulnérabilité (fortes susceptibilité d'influences anthropiques). Parmi les points et données disponibles, plusieurs ouvrages en zone de socle ont été réattribués et interprétés selon un nouveau rattachement.

Nom des aquifères de rattachement	Nombre d'ouvrage BSS
Aquifère de la craie cénomaniennne et turonienne	87
Aquifère des calcaires aaléniens, bajociens et bathoniens	39
Aquifère des Flysch Briovériens peu ou non métamorphisés	11
Aquifère des formations paléozoïques	11
Aquifère des Granitoïdes et Cornéennes	20
Aquifère des sables du Perche	16
Aquifères des formations oxfordiennes	22
Nappes des Altérites des formations du socle armoricain	13
Nappes des marnes et calcaires calloviens	1
Total	220

Illustration 1 : Nombre d'ouvrages BSS considérés pour chaque aquifère dans l'analyse des faciès hydrogéochimiques

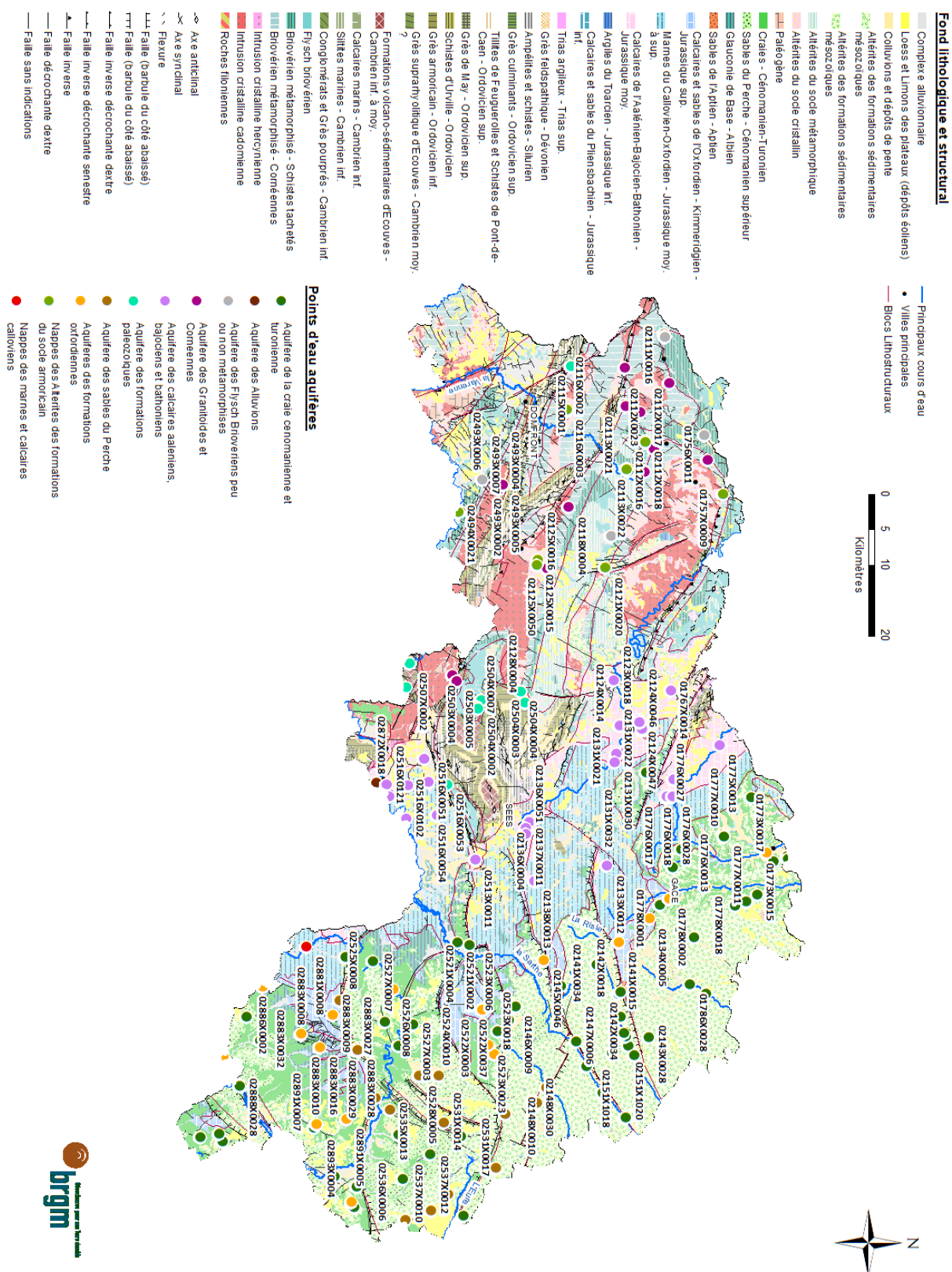


Illustration 2 : Points d'eau par aquifère (Carte géologique + entités BD LISA du domaine sédimentaire)

Afin d'améliorer la représentativité du jeu de données, la médiane de chaque paramètre a été calculée, pour chaque point d'eau. Une médiane sera d'autant plus représentative que le nombre de données pour la calculer est élevé.

En contextes anthropisés, les points d'eau présentant des écarts par rapport au faciès hydrochimique global de l'aquifère ont été écartés du traitement lorsque ces points présentaient des pollutions notables, généralement au voisinage de sites industriels, tels que les décharges ou sites et sols pollués, ou agricoles pouvant impacter le faciès des eaux (Na, SO₄, Cl). Cette précaution s'est avérée nécessaire de manière à éviter des effets « pépites » et tout biais dans l'interprétation.

2. Faciès hydrochimiques des eaux souterraines

2.1. AQUIFERES DU DEPARTEMENT DE L'ORNE

Le diagramme de Piper (Illustration 3) montre clairement une distinction des faciès hydrochimiques entre les **aquifères de socle** ($\text{SO}_4\text{-Ca}$, Na-Cl) et les **aquifères sédimentaires** ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$). Par la suite, les travaux seront présentés en distinguant ces deux domaines.

On note l'existence d'hétérogénéités au sein d'un même ensemble aquifère (évolutions continues ou discontinues). En effet, les eaux de certaines unités aquifères (Craie, Oxfordien et Bajocien-Bathonien) suivent des tendances d'évolution entre différents pôles (Ca-Mg-Na+K , $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Cl+NO}_3$), tandis que d'autres unités présentent des faciès différents au sein d'un même aquifère (aquifères des granitoïdes et cornéennes ; aquifère des flyschs du Briovérien ; aquifère des sables du Perche, aquifères du Paléozoïque).

Ponctuellement, on note que certains ouvrages possèdent un profil hydrochimique intermédiaire entre deux faciès traduisant localement de possibles mélanges d'eau.

L'ensemble de ces caractéristiques seront détaillées dans les paragraphes suivants.

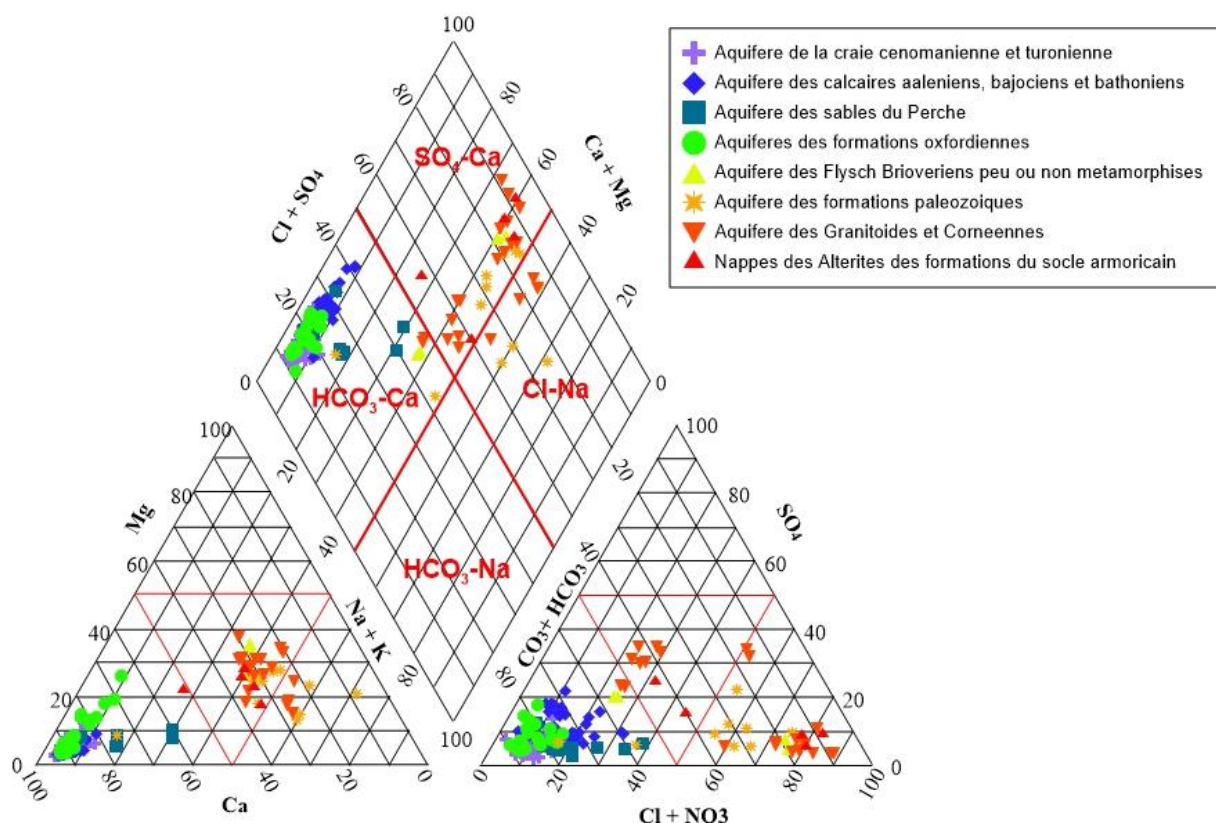


Illustration 3 : Diagramme de PIPER des eaux souterraines en fonction des aquifères captés

Les diagrammes de PIPER ont été réalisés sur la base des concentrations médianes de chaque élément par point d'eau, après avoir vérifié la balance ionique de ces médianes. Les points d'eau ayant des concentrations médianes en déséquilibre ionique (>15%) n'ont pas été pris en compte.

2.2. AQUIFERES DE SOCLE

La composition chimique dominante dans le domaine de socle est globalement similaire pour les aquifères drainant les flyschs du Briovérien, les granitoïdes et cornéennes, les formations paléozoïques ou encore les altérites : les pH sont acides (<6) et les conductivités faibles (>200 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Cela est cohérent avec le faciès dominant des eaux riches en sulfates et chlorures par opposition aux eaux du domaine sédimentaire.

Localement, on trouve des faciès plus spécifiques en lien avec les lithologies drainées. En effet, les aquifères de socle présentent des faciès très variables localement en fonction de : l'altération, des minéralisations et des lithologies.

Sur la base des concentrations en éléments majeurs (Illustration 4), il a été possible de distinguer plusieurs groupes de points d'eau au sein des différents aquifères de socle.

- **Faciès des eaux profondes du socle armoricain** : ce faciès regroupe des eaux captant d'un part des granitoïdes et cornéennes mais également des Flyschs du Briovérien (schistes fracturés, notamment les schistes tachetés). Les ouvrages captant les eaux ayant ce faciès ont les mêmes caractéristiques. Il s'agit d'ouvrages profonds (> 90 m) ayant une forte productivité (> 100 m^3/h) exploitant des eaux riches en Fe et Mn.
- **Faciès de socle intégrant les eaux captant :**
 - **les Flyschs du Briovérien** peu ou non métamorphisés. Ces ouvrages captent principalement des siltites et grès du Briovérien ;
 - **Faciès des Granitoïdes et Cornéennes (aquifère peu profond, concernant principalement la zone du profil d'altération)** : globalement le faciès de ces eaux est proche du faciès dominant des formations paléozoïques et briovériennes ;
 - **Faciès des Altérites** des formations du socle armoricain ;
 - Une proportion dominante des formations **des schistes et des grès du Paléozoïque**.
- Au sein de l'aquifère des formations paléozoïques : on trouve localement différents faciès :
 - des **faciès volcano-sédimentaires** (Ignimbrites),
 - des faciès avec des caractéristiques sédimentaires drainant des **carbonates cambriens**.
- Au sein de l'aquifère des **granitoïdes et cornéennes**, on peut également trouver localement des faciès plus minéralisés, correspondant vraisemblablement à des circulations fissurales, profondes.

Le secteur de **Bagnoles de l'Orne** (flanc sud du synclinal de Domfront à St-Patrice-du-Désert) et de Condé-sur-Huisne (Sablon) présentent des émergences thermales au contact entre les grès armoricains et le granite (cf. RP-69331-FR).

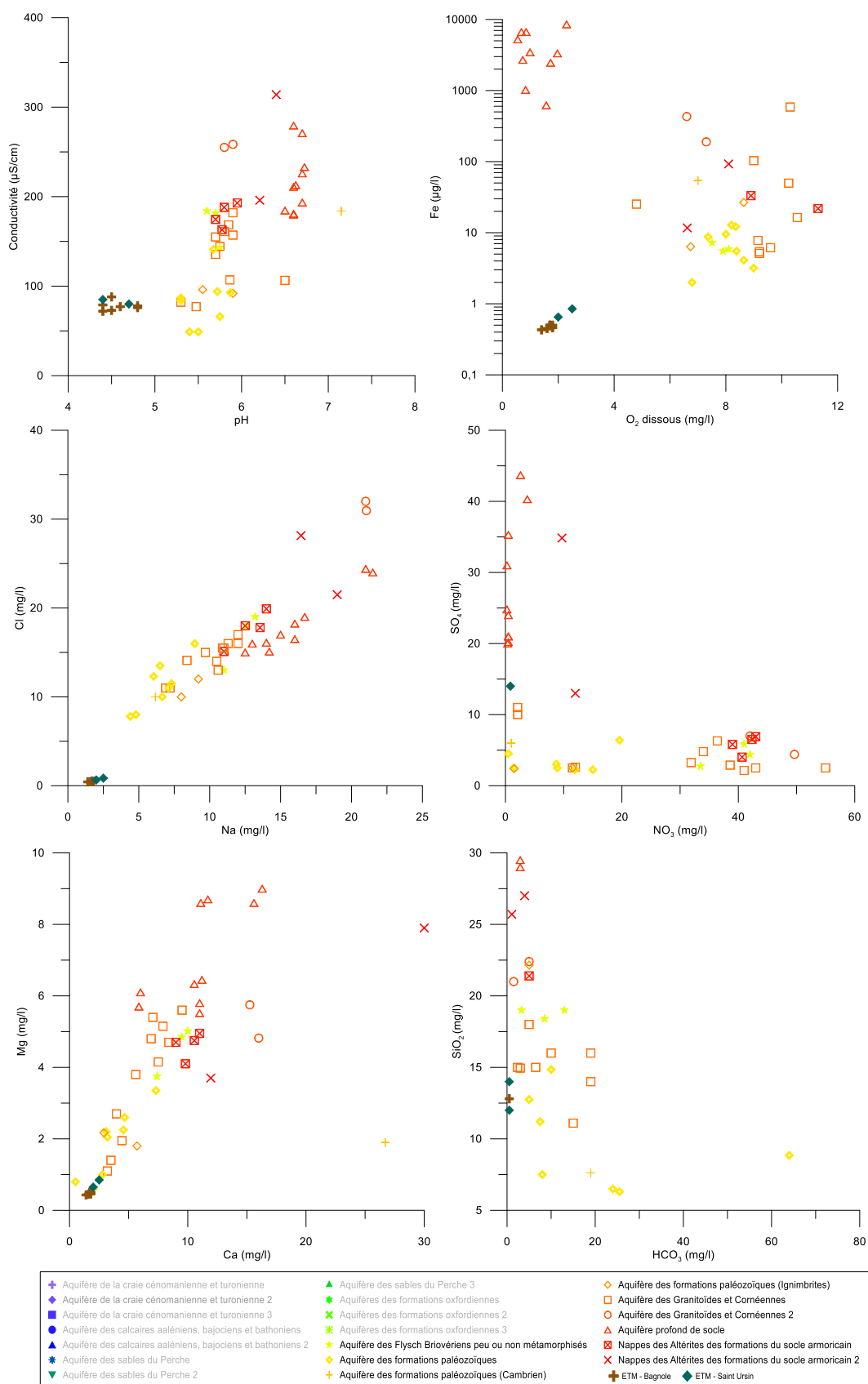


Illustration 4 : Diagramme binaire pour les eaux souterraines du domaine de socle et les eaux thermo-minérales (ETM)

2.2.1. Aquifères des formations Paléozoïques

Faciès dominants

Le faciès dominant des formations du Paléozoïque est de type Ca-SO₄, relativement peu minéralisé (50 à 200 µS/cm), pH < 7 (acide) et pauvre en fer (Illustration 5).

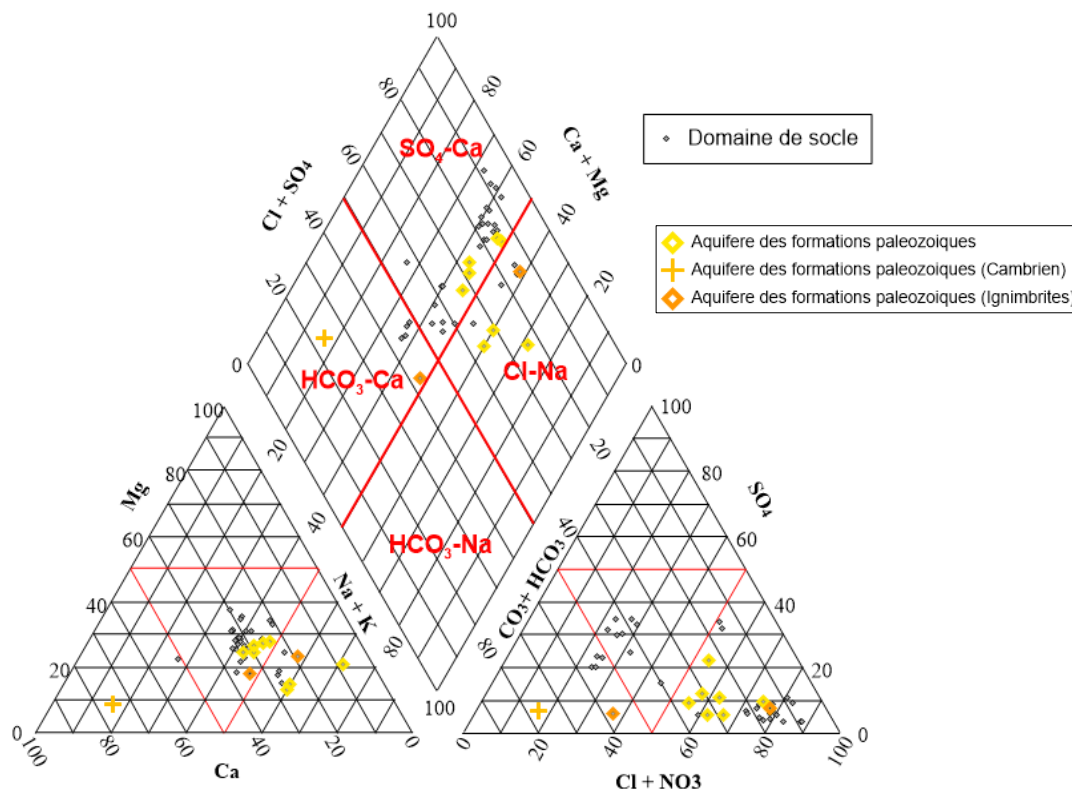


Illustration 5 : Diagramme de Piper pour les eaux des formations paléozoïques (3 sous-groupes)

Particularités

Dans cette classe des aquifères paléozoïques, les faciès sont très hétérogènes avec des sous-groupes spécifiques. Le nombre de points disponibles étant limité, il est délicat de préciser les contours de ces trois sous-groupes. On trouve ainsi :

- un ouvrage (02516X0053/C1) qui possède un faciès avec des pH plus élevés (>7), en lien avec les formations carbonatées cambriennes (Aalénien) affleurant au nord de Radon, près d'Alençon. De tels faciès pourraient également être retrouvés au droit des formations cambriennes carbonatées de la Zone Bocaine ;
- des eaux riches en fer, c'est au sein des grès et schistes paléozoïques que l'on rencontre des gisements de fer exploités comme sur le secteur des anciennes mines de Larchamps-Halouze-La Ferrière aux étangs. Il est donc possible de rencontrer localement des eaux riches en fer et manganèse au sein de ces formations (voir chapitre 3.2.1 Fe/Mn) ;
- Les faciès volcano-sédimentaires se distinguent également par des faciès plus riches en silice et sodium avec un faciès de type Na-Cl.

Ces particularités illustrent la grande diversité de faciès lithologiques regroupés au sein des formations paléozoïques.

Interactions supposées

Le peu de données disponibles ne permet pas de faire d'hypothèses sur l'existence d'interactions entre les différentes entités aquifères de cette grande unité géologique paléozoïque ni avec d'autres entités.

2.2.2. Aquifère des Flysch Briovériens peu ou non métamorphisés

Faciès dominants

Les eaux drainant l'aquifère des flysch briovériens se distinguent en deux faciès (Illustration 6). Les eaux profondes (cf. paragraphe 2.2.5, issues de circulations fissurales) et les eaux peu profondes (issues des horizons altérés et fissurés superficiels). Le nombre limité de points ne permet pas de définir précisément les caractéristiques de ce dernier groupe.

Les faciès hydrochimiques sont proches de ceux observés dans les aquifères des granitoïdes et cornéennes et des altérites des formations de socle. On note des minéralisations entre 150 et 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et des pH entre 5,6 et 5,7 pour les ouvrages considérés. Ces eaux sont également pauvres en sulfates et hydrogénocarbonates.

Cette unité possède des concentrations en silice et sodium intermédiaires entre les faciès drainant les aquifères des granitoïdes et cornéennes ou des altérites. Ces eaux étant bien oxygénées, les concentrations en fer mesurées sont fortes ($>10 \mu\text{g}/\text{l}$).

Interactions supposées

S'agissant d'eau peu profonde, on note la présence de nitrate (30 à 40 mg/l) pour cette unité, cf. paragraphe 3.1.1.

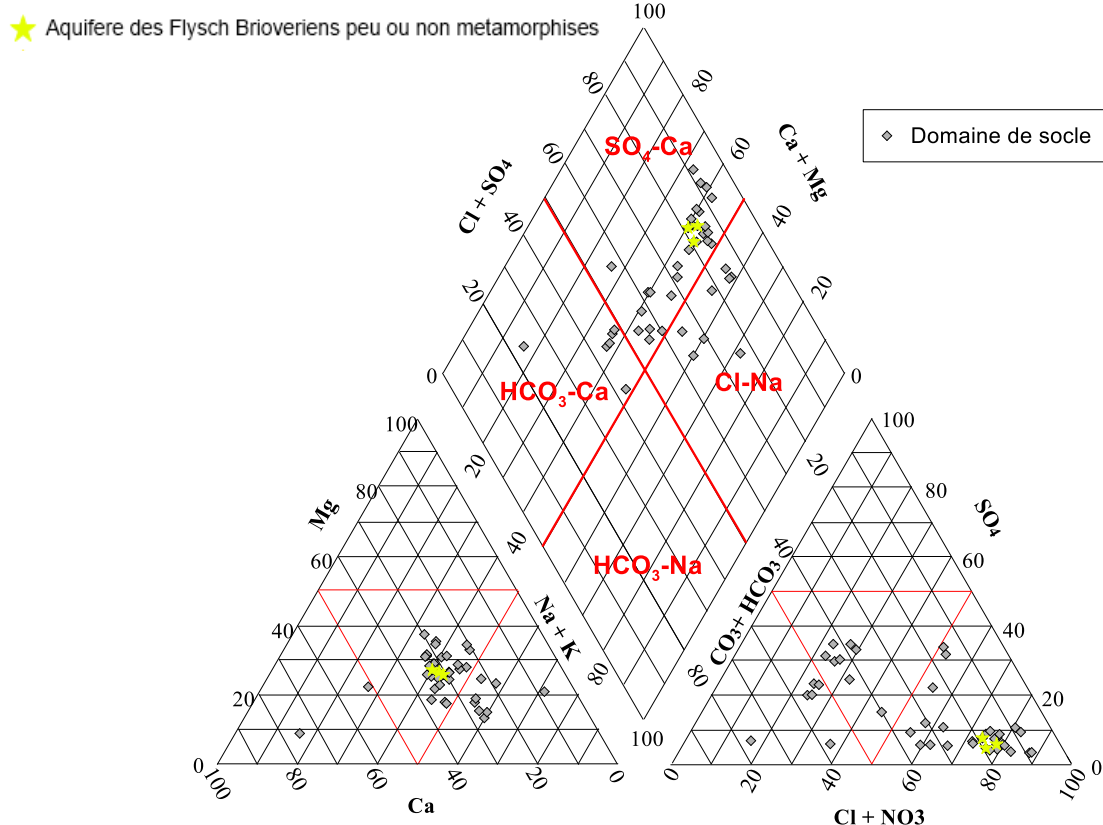


Illustration 6 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères des Flyschs briovériens peu ou non métamorphisés (hors aquifère de socle profond)

2.2.3. Aquifère des granitoïdes et cornéennes

Faciès dominants

Les eaux drainant l'**aquifère des Granitoïdes et Cornéennes** ont un faciès dominant similaire à celui des autres formations du domaine de socle (Illustration 7) avec un pH acide ($\text{pH} < 6$) et une faible conductivité (75 à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) de faciès de type Ca-SO_4 .

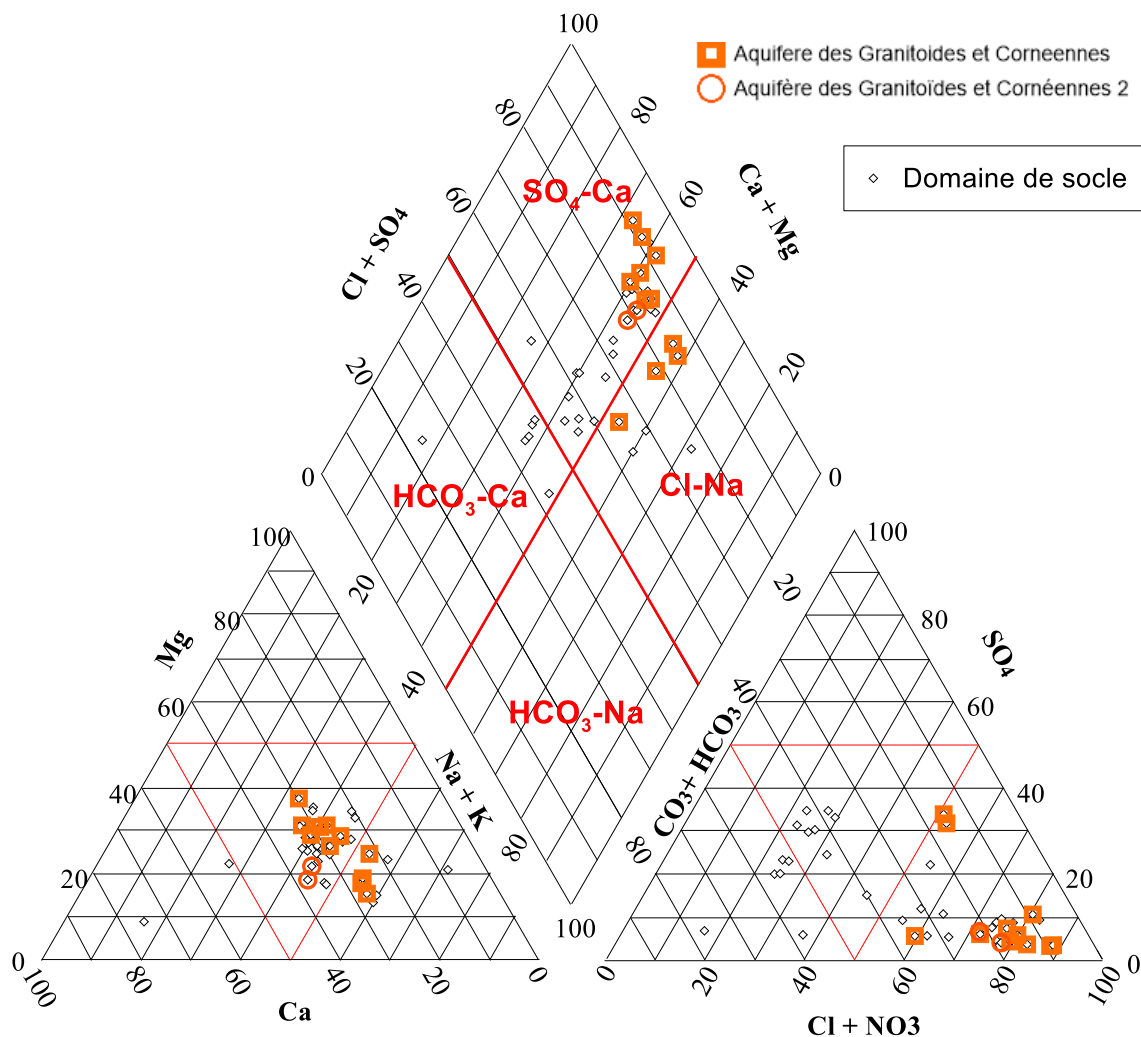


Illustration 7 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères des granitoïdes et cornéennes (deux sous-groupes) (hors aquifère de socle profond)

Particularités

On distingue localement un faciès plus minéralisé, avec une influence sédimentaire (HCO_3) et Na-Cl (dominante) ce qui tend à lui conférer un faciès de type Na-Cl. Ces faciès sont également plus riches en fer et en silice. Les ouvrages concernés sont des ouvrages moyennement profonds (73-74 m de profondeur) avec des taux en oxygène dissous plus faibles expliquant une plus forte mobilité du fer.

On note également deux ouvrages ayant un faciès plus sulfaté ainsi que des teneurs élevées en arsenic. Il est à noter que ces deux ouvrages sont localisés dans le secteur de Beauvain, connu pour son porphyre à molybdène et des faciès géologiques montrant de l'hydrothermalisme (BRGM, 1991) (cf. paragraphe 3.2.2).

Interactions supposées

La présence de Cl (~30 mg/l) mais également de NO_3 (~40-50 mg/l) pose question sur le fonctionnement hydrogéologique du secteur de la Houssaye (bassin versant de la Vère, affluent du Noireau) : ces éléments sont vraisemblablement les marqueurs d'influences anthropiques. Le

fait de retrouver ces deux éléments chimiques dans les eaux souterraines à des profondeurs de plus de 70 m est probablement le fait d'une absence de protection suffisante en surface et/ou d'une facilité pour les eaux d'infiltration de gagner le milieu souterrain. En tout état de cause, ces éléments sont les marqueurs d'une plus forte vulnérabilité.

2.2.4. Aquifères des altérites des formations de socle

Faciès dominants

Les eaux drainant les **altérites** présentent les mêmes caractéristiques que le faciès dominant pour les eaux de socle. Comparativement, on trouve ces eaux légèrement plus minéralisées (150 à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que pour les autres aquifères. Ces eaux sont bien oxygénées mais contiennent néanmoins du fer probablement à l'état colloïdal ou particulaire. Ces eaux sont également plus riches en silice que dans les autres aquifères, illustrant la présence de silicates dans les faciès drainés.

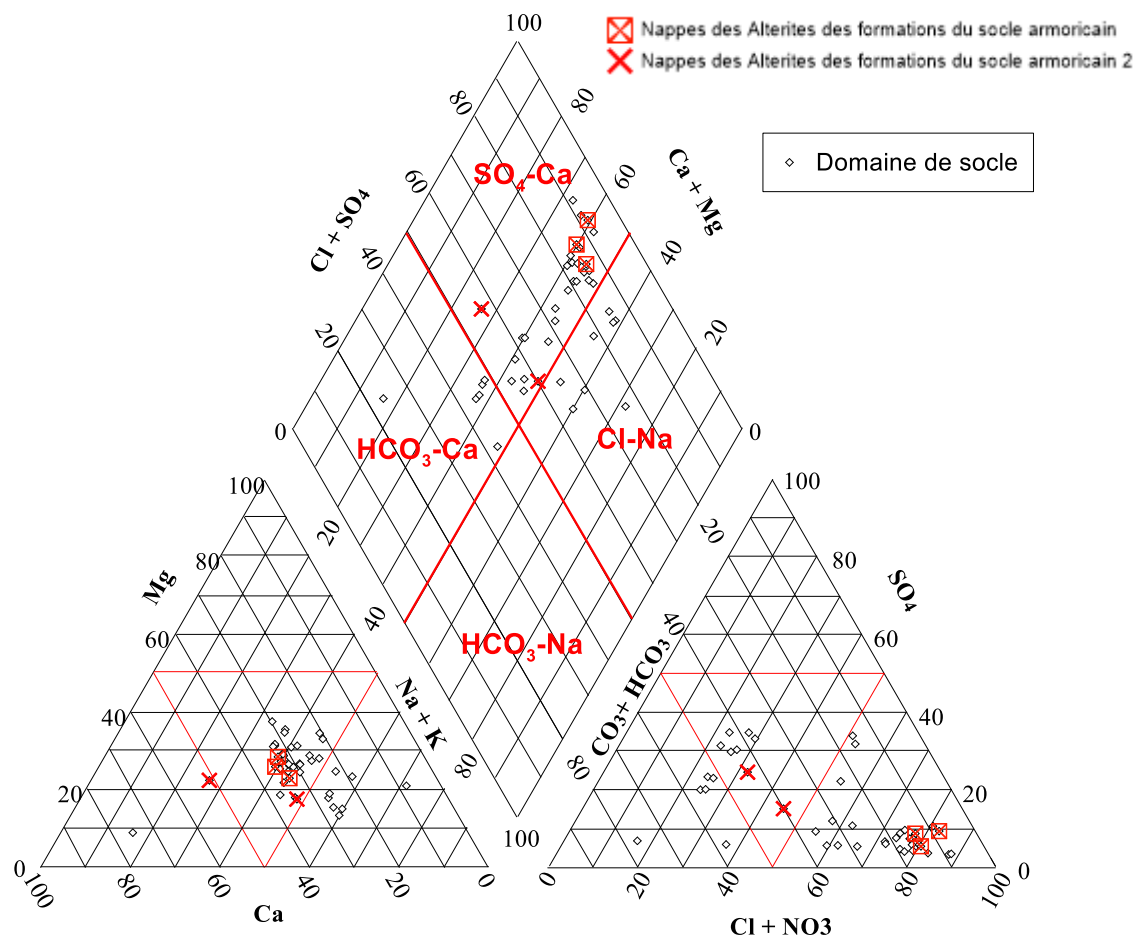


Illustration 8 : Diagramme de Piper pour les eaux de la nappe des altérites des formations de socle (deux sous-groupes)

Particularités

Deux ouvrages se démarquent avec des faciès (sous-groupe 2, cf. Illustration 8) plus minéralisés (Na, HCO₃, SO₄, Cl, Mg) associés à des conductivités plus fortes (200 à 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et plus riches en silice. Ce faciès tend vers celui des aquifères de socle profond.

Interactions supposées

Ces unités aquifères superficielles sont sensibles aux activités de surface, comme le montrent les concentrations en nitrate et chlorures relevées sur certains de ces ouvrages et qui sont le marqueur d'une forme de vulnérabilité.

2.2.5. Eaux du socle profond

Faciès dominants

Parmi les eaux captées, il a été possible d'identifier un faciès caractéristique des **aquifères de socle profond** captant principalement les formations des granitoïdes et des flyschs briovériens.

Les ouvrages concernés présentent tous des profondeurs supérieures à 90 m de profondeur, certains sont artésiens. Les eaux de ces ouvrages présentent des caractéristiques similaires avec des pH entre 6,4 et 6,8 et des conductivités entre 190 et 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces eaux se caractérisent par des faciès réducteurs tels qu'en témoignent les concentrations en O_2 dissous (0-3 mg/l) et de très fortes concentrations en fer (600 à 9000 $\mu\text{g}/\text{l}$) et manganèse (100 à 300 $\mu\text{g}/\text{l}$) et les faibles teneurs en nitrate. Ces eaux sont également plus riches en sulfates et en carbonates ainsi qu'en calcium et magnésium avec un faciès hydrochimique de type Ca-SO_4 (Illustration 9).

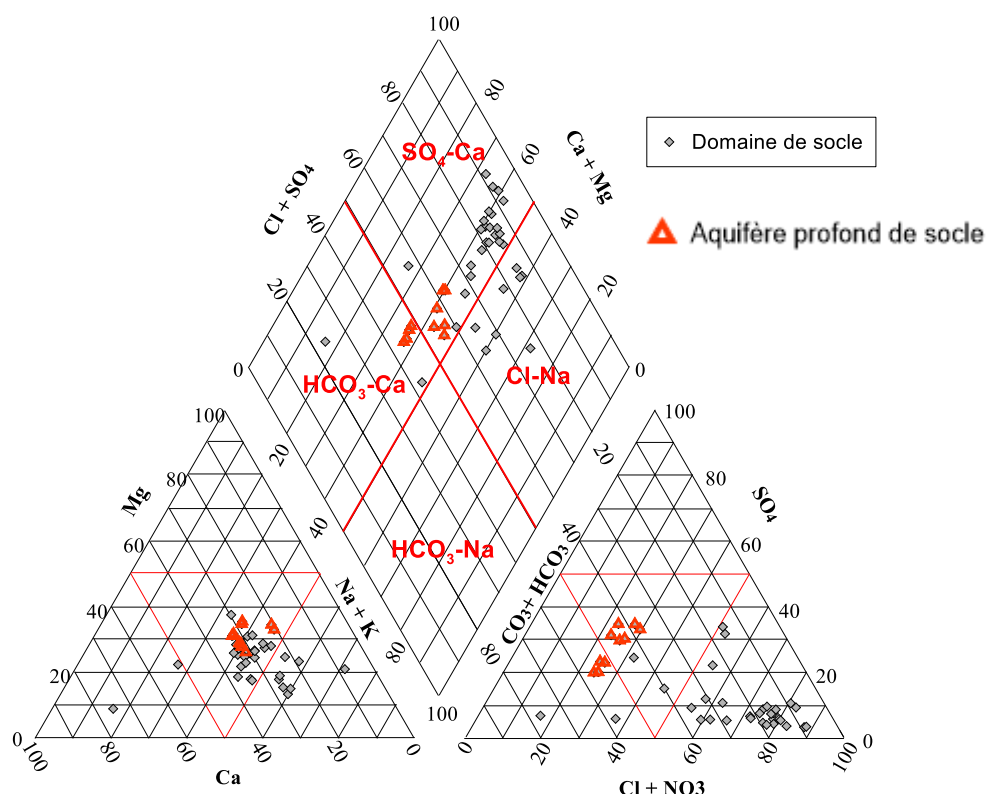


Illustration 9 : Diagramme de Piper pour les eaux profondes des aquifères de socle

Interactions supposées

Le peu de données disponibles ne permet pas de faire d'hypothèses sur l'existence d'interactions entre cette entité aquifère et celle d'autres groupes.

2.2.6. Eaux Thermo-minérales

Faciès dominants

Idée et al. (2019) ont mis en évidence, dans la première partie du programme d'étude (cf. RP-69331-FR), l'existence de plusieurs sources présentant une anomalie thermique, localisées le long du contact faillé entre grès paléozoïques et le granite de la bordure Sud du synclinorium de Domfront.

Les faciès des eaux thermo-minérales (ETM) du synclinal de Domfront-Mortain, qui sourdent à l'est de Bagnoles de l'Orne (Grande Source à Bagnoles sur Orne, Illustration 11, et Saint Ursin) sont en réalité un faciès bien spécifique (Illustration 10). Il s'agit en effet d'une eau faiblement minéralisée (72 à 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$), de pH faible (de l'ordre de 4,4 à 4,8) et ferrugineuse (Fe : 66 à 150 $\mu\text{g}/\text{l}$). Le faciès hydrochimique (Na-Cl-SO₄), illustré par le diagramme de Piper, présente un profil bien distinct des aquifères de socle du secteur (voir Illustration 8) : eaux enrichies en sodium (Na), potassium (K), magnésium (Mg) et sulfates (SO₄).

Compte-tenu de la nature silicatée de l'aquifère, les eaux présentent des concentrations en silice de l'ordre de 12,8 mg/l malgré la faible minéralisation de l'eau. Ces eaux présentent également des éléments traces (< 1 $\mu\text{g}/\text{l}$) tels que : arsenic, cadmium, chrome, plomb et de faibles concentrations en métaux tels que manganèse (5 $\mu\text{g}/\text{l}$), cuivre (2,8 $\mu\text{g}/\text{l}$) et zinc (23 $\mu\text{g}/\text{l}$).

Dans le même contexte géologique, les données du forage F1 de Saint Ursin (situé sur la commune de Lignéres-Orgères en Mayenne - 02502X0531/FE) viennent compléter ces observations : on constate un chimisme similaire à celui observé pour les eaux thermales de Bagnoles-de-l'Orne.

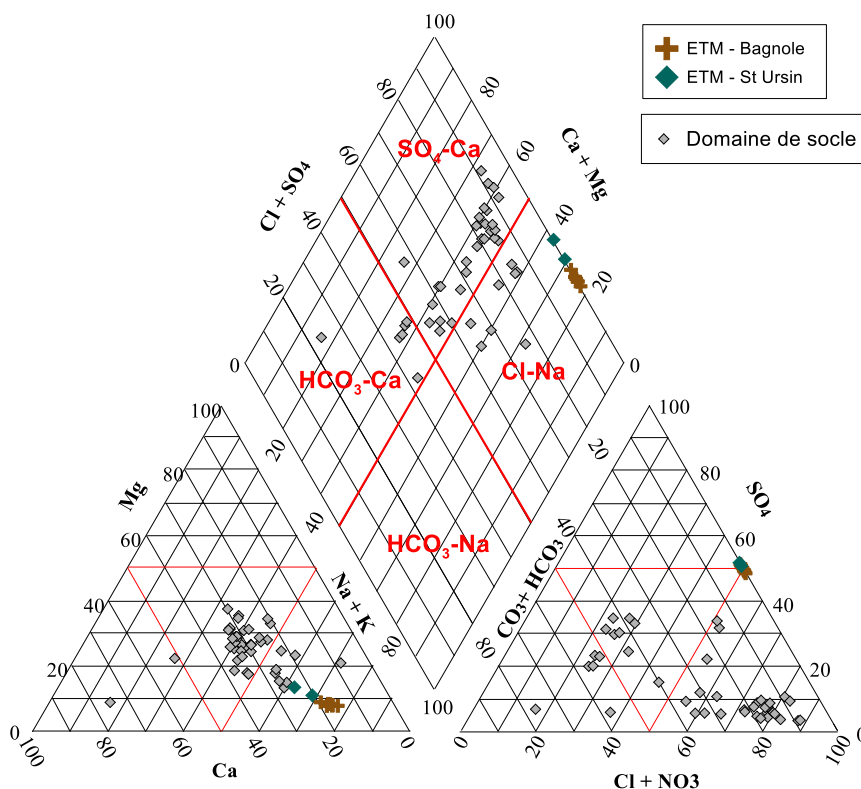


Illustration 10 : Diagramme de Piper pour les eaux thermales : Bagnole de l'Orne (Grande Source, données ARS) et de Saint Ursin (données ARS, 2018-2020). Les eaux souterraines du domaine de socle sont représentées en gris

Interactions supposées

L'établissement thermal de Bagnoles-de-l'Orne rapporte un enrichissement en gaz de ces eaux comme le CO_2 , radon 222, hélium, et argon (à confirmer) ce qui militerait pour une origine profonde différente du groupe de faciès précédent (hypothèse de failles en contact avec le granite).

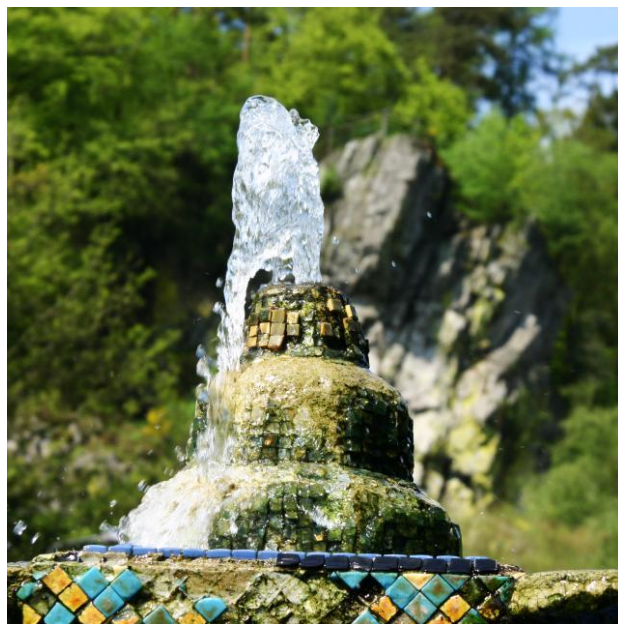


Illustration 11 : Source de Bagnoles-de-l'Orne et Roc au Chien en arrière plan
(crédit photo : www.bagnolesdelorne.com)

2.3. AQUIFERES SEDIMENTAIRES

Concernant les aquifères sédimentaires, on note une plus grande homogénéité que pour la zone de socle avec un faciès dominant de type Ca-HCO_3 avec néanmoins le faciès des sables du Perche qui se distingue avec une évolution vers le faciès de type Na-Cl en raison de leur faible minéralité.

Au sein du domaine sédimentaire, on note des caractéristiques spécifiques à chaque unité aquifère définie, avec des sous-groupes qui peuvent se distinguer au sein de certaines unités (Illustration 12). Ces caractéristiques sont directement liées aux lithologies drainées mais également aux conditions physico-chimiques et hydrogéologiques telle que la captivité de l'aquifère qui fait évoluer le potentiel redox des eaux ou des phénomènes de drainance qui entraînent un mélange des eaux.

La conductivité est un paramètre qui permet une première approche pour illustrer l'évolution des concentrations en éléments majeurs tels que les chlorures, calcium et sulfates. On note ainsi des différences entre les aquifères avec des eaux globalement plus minéralisées pour l'aquifère Aalénien-Bajocien-Bathonien (600 à 800 $\mu\text{S/cm}$) et moins minéralisées pour la nappe de la Craie (400 à 600 $\mu\text{S/cm}$), les formations oxfordiennes sont très variables (440 à 880 $\mu\text{S/cm}$). Les sables du Perche se distinguent quant à eux par des conductivités beaucoup plus faibles (95 à 230 $\mu\text{S/cm}$).

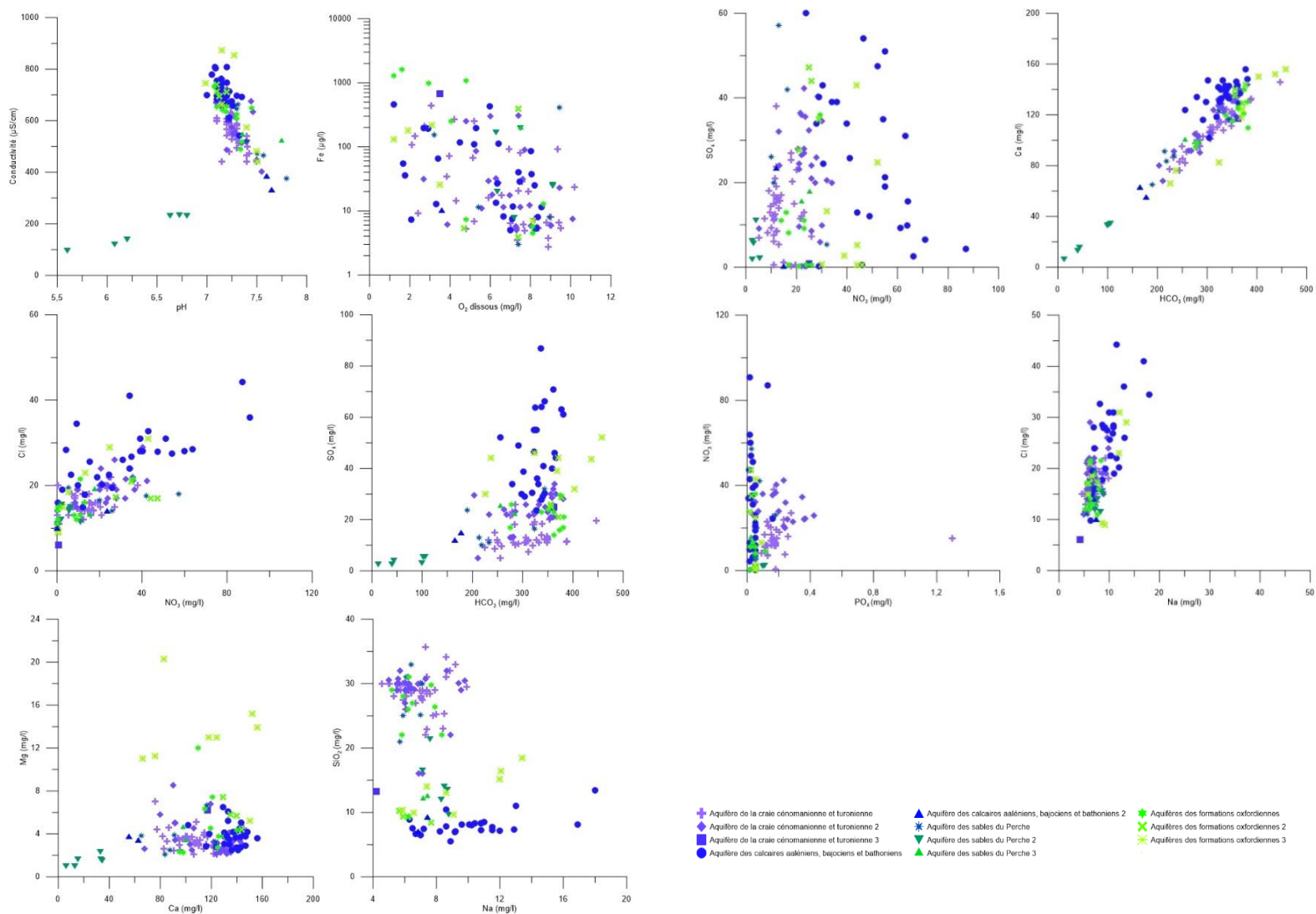


Illustration 12 : Caractéristiques des eaux souterraines en domaine sédimentaire

2.3.1. Aquifère de la craie cénomanienne et turonienne

Il s'agit d'un des aquifères les plus exploités dans l'est du département, d'importance supra-régionale.

Faciès Dominants

Au sein de l'aquifère crayeux (Illustration 13, Illustration 14), il est possible de distinguer deux zones correspondant au sous-groupe 1 dans la partie au nord de l'aquifère et le sous-groupe 2 dans la partie sud. La limite géographique entre ces deux sous-groupes pouvant être grossièrement positionnée sur la faille de Senonches. Un troisième groupe a pu être décrit traduisant les eaux profondes captées au sein cet aquifère (groupe 3).

Les eaux de la nappe de la Craie (groupes 1 et 2) sont relativement riches en silice (25 à 35 mg/l Si), comparativement aux eaux des calcaires du Dogger.

L'origine de cette silice est probablement à rechercher au sein :

- des faciès de craies +/- sableuses ou siliceuses rencontrées à la base du Cénomanien ;
- des sables du Perche, également cénomaniens, rencontrés dans le sud-est du département ;
- de la couverture limono-argileuse et d'argiles à silex ;
- ou encore de dépôts sableux piégés dans des poches karstiques ou petits bassins d'effondrements.

Les eaux du groupe 1 ont des concentrations en sulfates plus faibles (5-15 mg/l) tandis qu'elles peuvent atteindre 35 mg/l au sud (groupe 2). La présence de baryum semble également plus marquée dans les eaux du groupe 1. Les eaux du groupe 3 sont plus pauvres en silice.

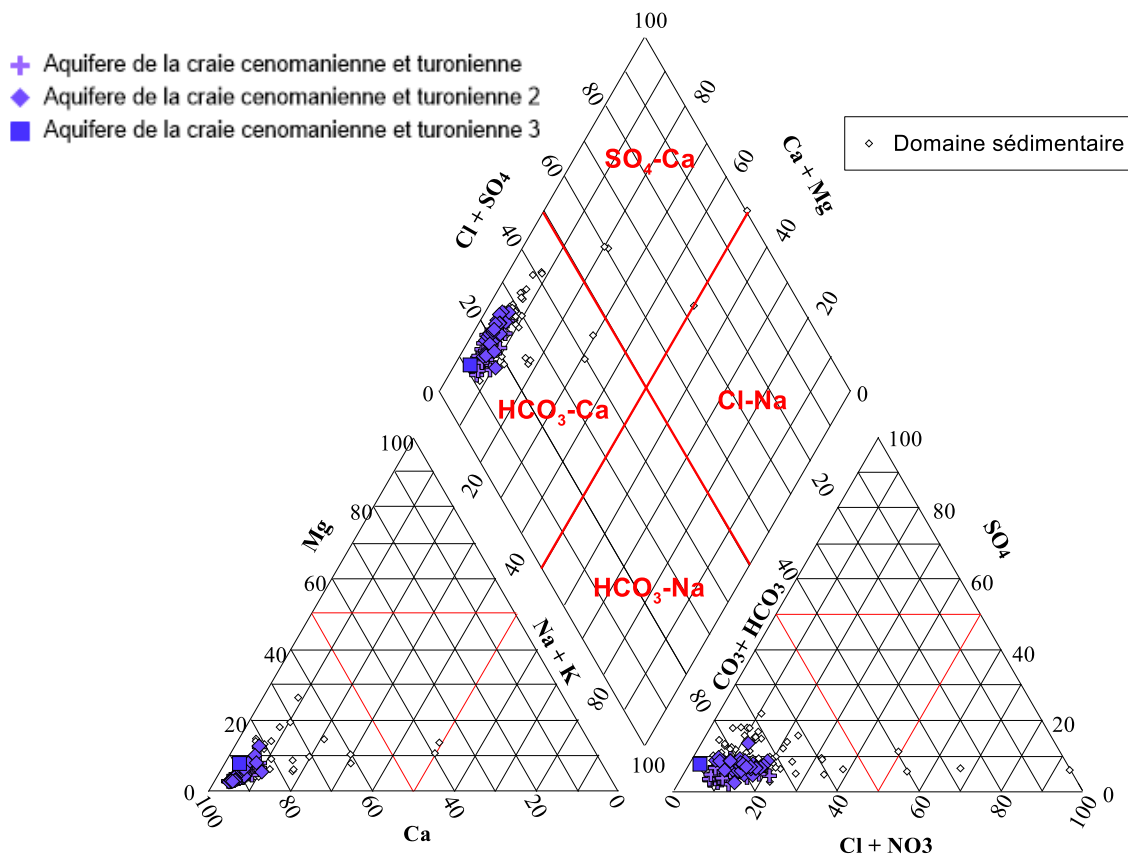


Illustration 13 : Diagramme de Piper pour les eaux de l'aquifère de la craie cénomaniennne et turonienne

Au sud (groupe 2), les concentrations en chlorures, nitrate et phosphates ont également tendance à être plus élevées (NO_3 : 20 à 45 mg/l, Illustration 12), associées à de plus fortes conductivités (650-750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avec des pH *a contrario* plus bas (7,1-7,3).

Ce secteur présente également des concentrations en calcium, sulfates et arsenic en concentrations plus importantes (jusqu'à 13 $\mu\text{g}/\text{l}$ en As). L'augmentation en sulfates peut être liée à l'oxydation de sulfures (ex. pyrite), auxquelles est souvent associé l'arsenic.

La présence de nitrate dans la partie sud pourrait être un des facteurs permettant l'oxydation des sulfures, ce processus serait potentiellement associé à la dénitrification naturelle, dans des secteurs sous couvertures (formations superficielles et d'altérations, alluvions notamment) qui limitent les échanges avec l'oxygène atmosphérique, mais pourrait également être le marqueur de contaminations anthropiques (cf. paragraphes 3.1.1 et 3.2.2).

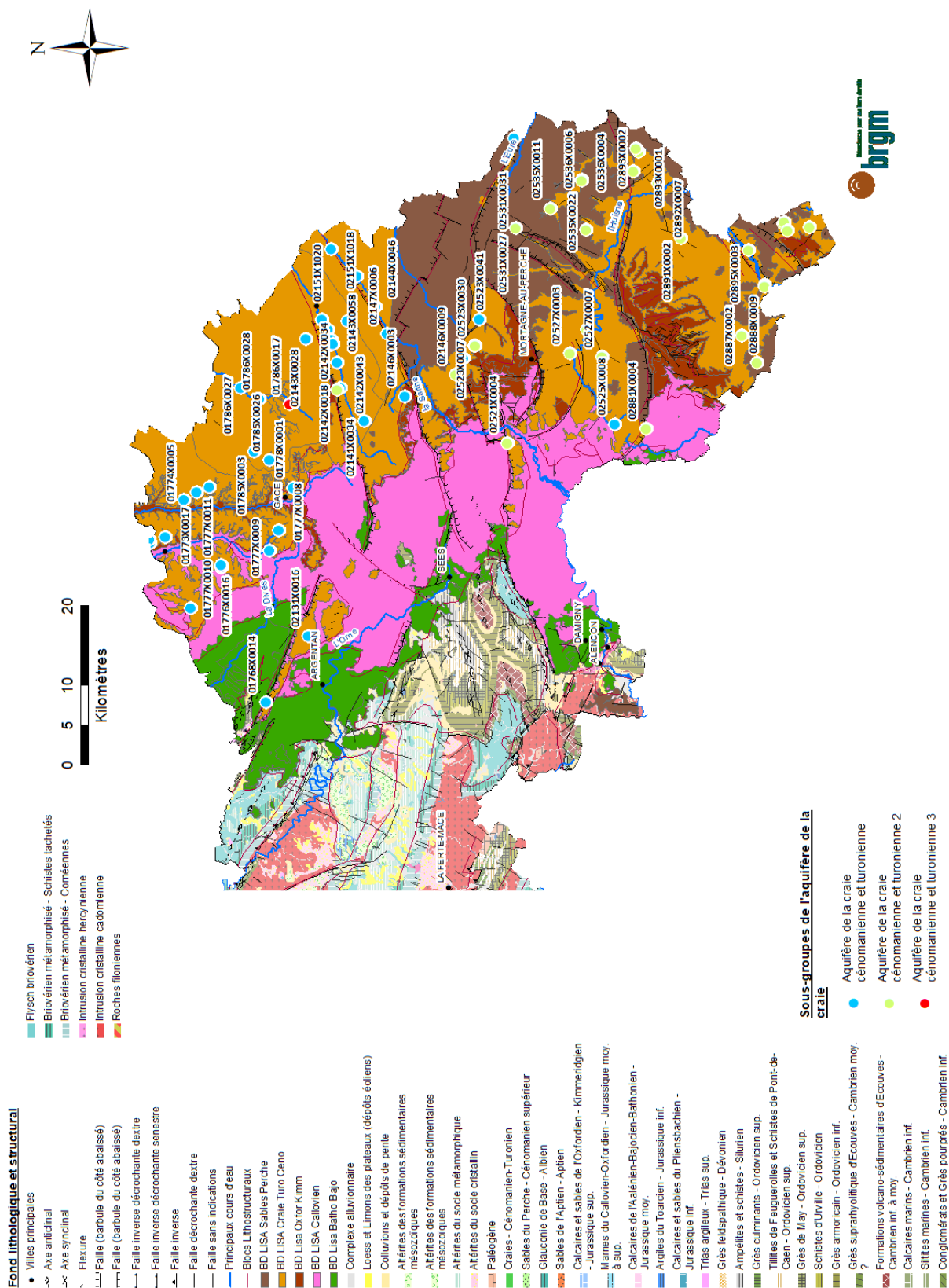


Illustration 14 : Sous-groupes de l'aquifère de la Craie

Particularités

La partie sud apparaît globalement plus vulnérable aux pressions de surface (présence des sables du Perche, couverture d'altérites probablement moins importante qui offre à priori une moindre protection). Ainsi, on note que certains ouvrages montrent des faciès atypiques (Na, Cl) (ex. 02888X0025/P1 - 02888X0028/P4) sur des ouvrages potentiellement sous pression anthropique.

On notera un faciès légèrement différent (groupe 3), au nord-est du département (secteur amont de la Charentonne) sur un ouvrage profond captant les aquifères de la Craie et de l'Oxfordien, (01786X0017/F, 200 m de profondeur – cf. Illustration 14). Les eaux sont riches en sulfates et pauvres en silice (similaire au groupe 2). Ces eaux se distinguent par leur faible concentration en Na-Cl. Les eaux sont également ferrugineuses avec les plus fortes concentrations observées pour la nappe de la Craie (médiane Fe pour ce point : 800 µg/l) et une forte turbidité associée.

Cet ouvrage ayant une plus faible teneur en silice pourrait souligner l'importance du rôle de la profondeur sur les concentrations en silice (ouvrage situé sous couverture limono-argileuse dans un secteur où les sables du Perche sont absents, Illustration 16).

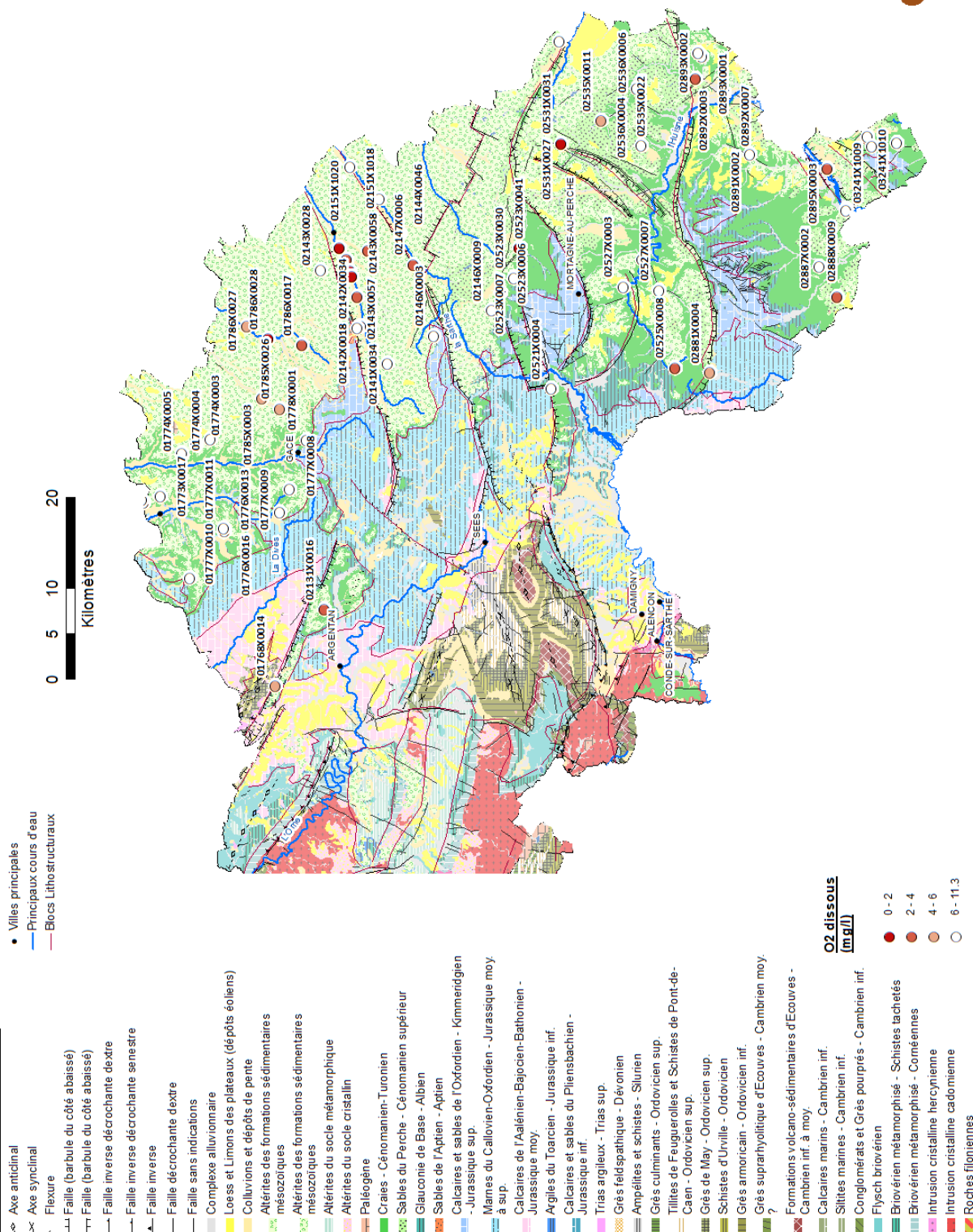


Illustration 15 : Concentrations en oxygène dissous (en mg/l) dans les eaux de la nappe de la Craie

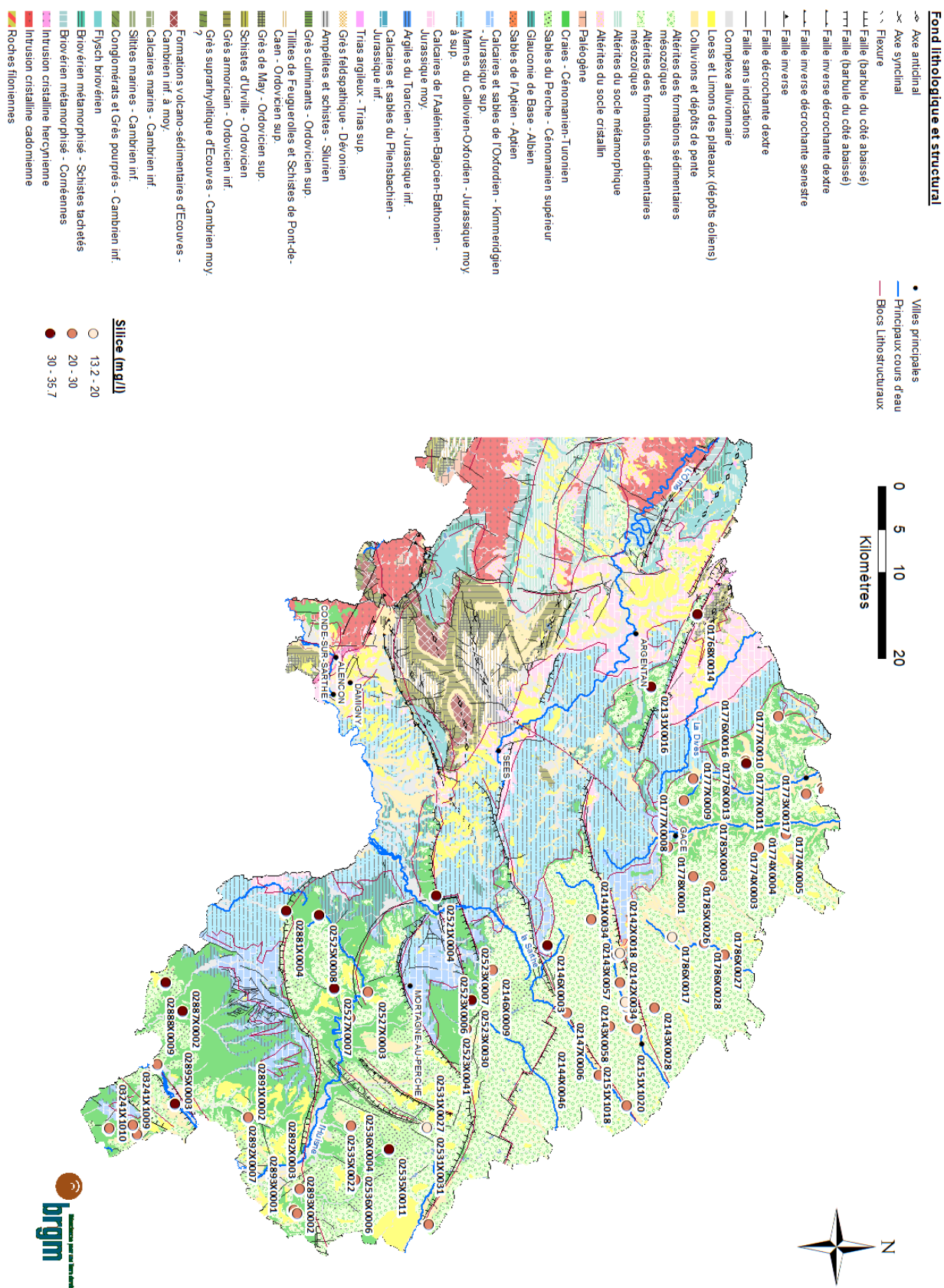


Illustration 16 : Concentrations en silice (en mg/l) dans les eaux de la nappe de la Craie

Dans la nappe de la Craie, le fer, le manganèse et l'ammonium sont présents en concentrations variables mais leur présence est bien corrélée (cf. paragraphe 3.2.1), dans les eaux peu oxygénées (O_2 dissous < 5 mg/l, Illustration 15). Les faibles teneurs en oxygène dissous (Illustration 15) et à l'inverse des concentrations plus importantes en fer, manganèse et ammonium pourraient être le marqueur de la captivité de la nappe.

A noter, les eaux de la Craie présentent globalement des concentrations en phosphates plus marquées que les autres aquifères (Illustration 17). Des craies phosphatées sont connues dans le nord de la France autour de la vallée de la Somme mais pas spécifiquement en Normandie. Dans le cas présent, on peut faire l'hypothèse que leur présence est vraisemblablement le marqueur de pollutions anthropiques.

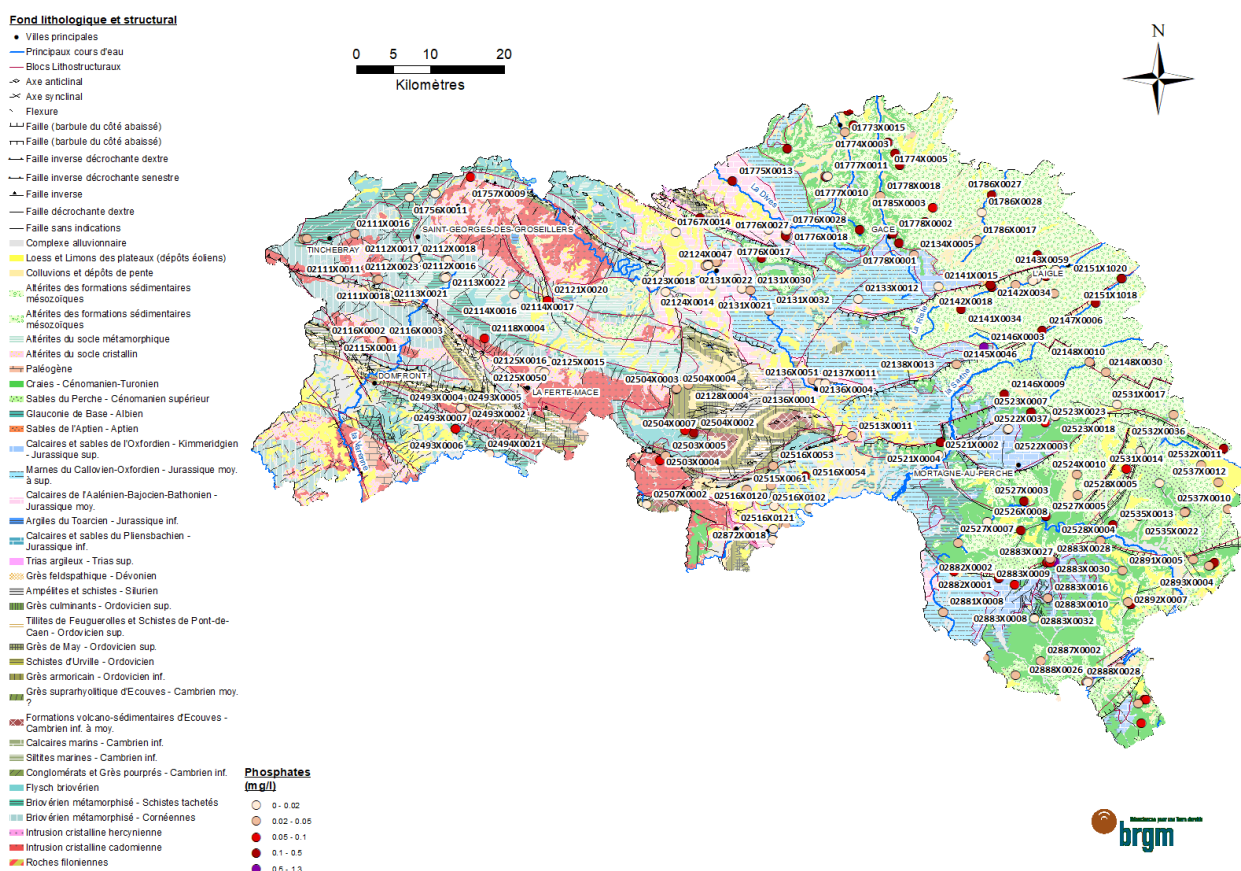


Illustration 17 : Concentrations en orthophosphates dans les eaux de la nappe de la Craie (valeur médiane)

Interactions supposées

Des variations importantes de la physico-chimie ont été relevées dans un ouvrage (02526X0008/FAEP) du bassin de la Charentonne. Ces variations pourraient être le marqueur d'interactions avec des eaux superficielles et potentiellement être également le marqueur de circulations karstiques.

En effet, l'activité karstique de ce secteur a déjà particulièrement été soulignée dans le premier volet de l'étude (RP-69331-FR, Idée et al., 2019).

2.3.2. Aquifère des sables du Perche

Faciès Dominants

Les **sables du Perche** présentent plusieurs faciès hydrochimiques (Illustration 18, Illustration 19) : le groupe 1 est proche du faciès de la nappe de la craie avec des eaux riches en silice (20 à 35 mg/l). Ce groupe appartient au bloc litho-stratigraphique de l'Eure, limité au nord-est par la faille de Senonches (cf. RP-69292-FR, – Meire et al., 2019). Les eaux ont des pH >7 et une conductivité moyenne (~300 µS/cm). Les eaux sont bien oxygénées, riches en calcium, carbonates et sulfates. Les concentrations en sulfates sont comprises entre 10 et 32 mg/l. Les ouvrages appartenant à ce faciès sont généralement dans des secteurs à proximité de zones où la craie affleure. Le groupe 1 est également exposé au nitrate (jusqu'à 60 mg/l).

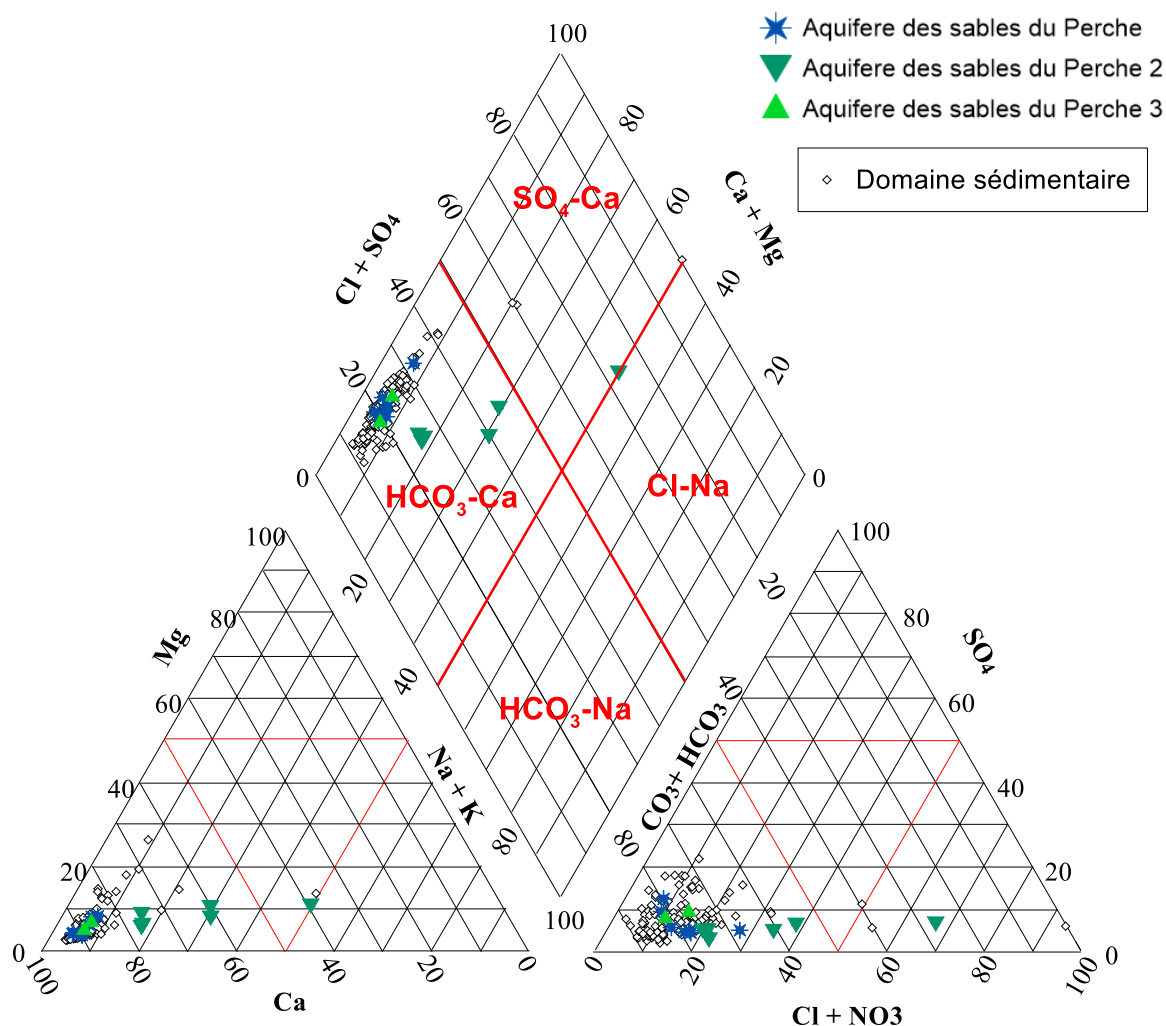


Illustration 18 : Diagramme de Piper pour les eaux des sables du Perche (3 sous-groupes)

Le groupe 2 se distingue par des eaux peu minéralisées (100 à 250 µS/cm) et acides (pH < 7). Ces eaux évoluent vers un faciès de type Na-Cl bien que la minéralisation soit faible (100 à 230 µS/cm). Bien que faiblement minéralisées, les eaux contiennent de la silice en concentrations significatives (10 à 20 mg/l) mais moins élevées que dans le groupe 1. Les points d'eau concernés sont généralement sous couverture et correspondent à des forages sur les plateaux autour de la faille de Senonches, sauf les ouvrages 02882X0001/C1 et 02882X0002/C1 situés sur la faille de Bellême.

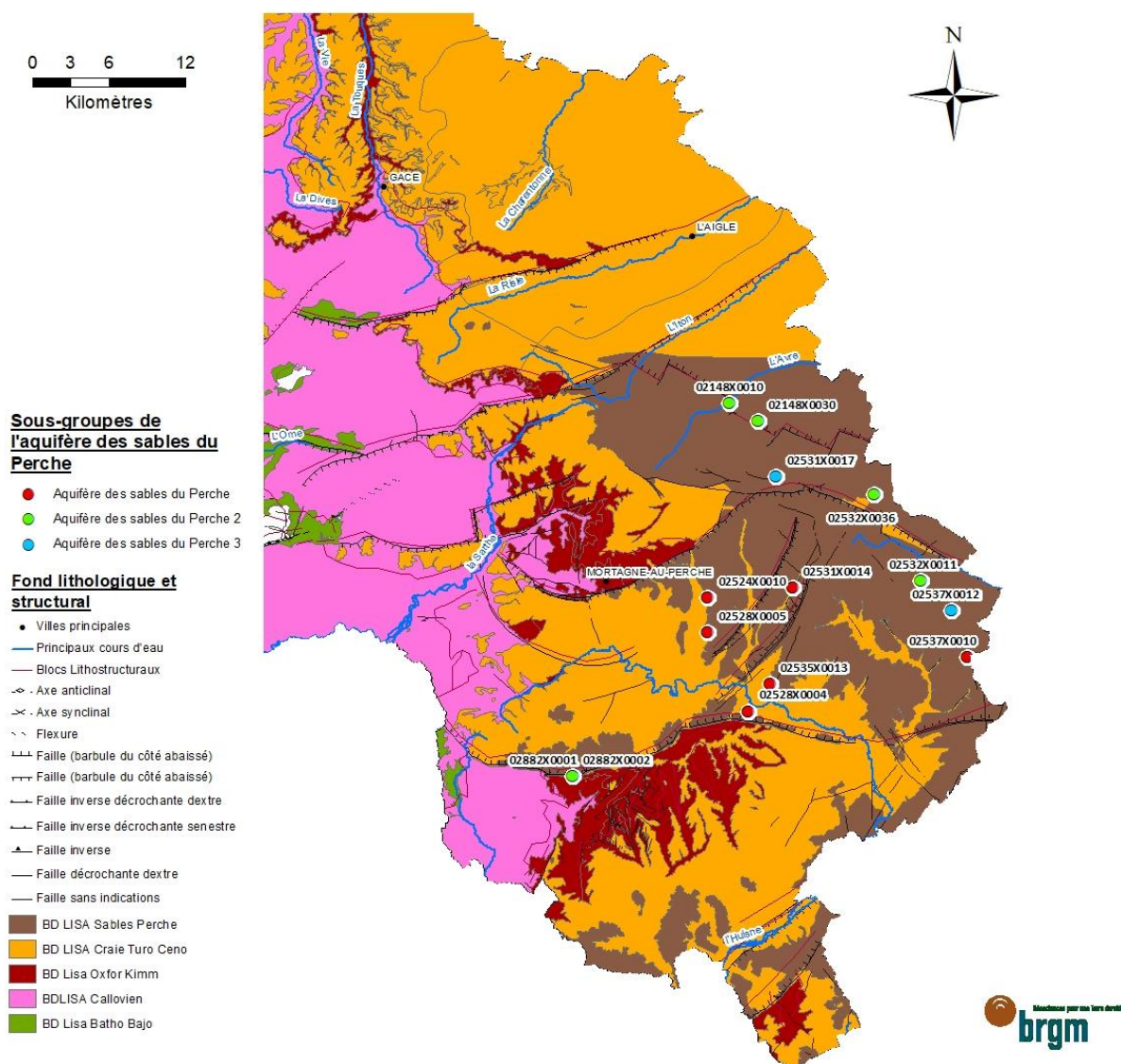


Illustration 19 : Sous-groupes de l'aquifère des sables du Perche

Particularités

Le groupe 3 (02531X0012-02531X0017), situé le long de la faille de Senonches, correspond à des eaux minéralisées, relativement pauvres en silice (comme celles du groupe 2 – cf. Illustration 20) avec un signature proche de celles de l'aquifère du Dogger, ces eaux sont également plus riches en sulfates.

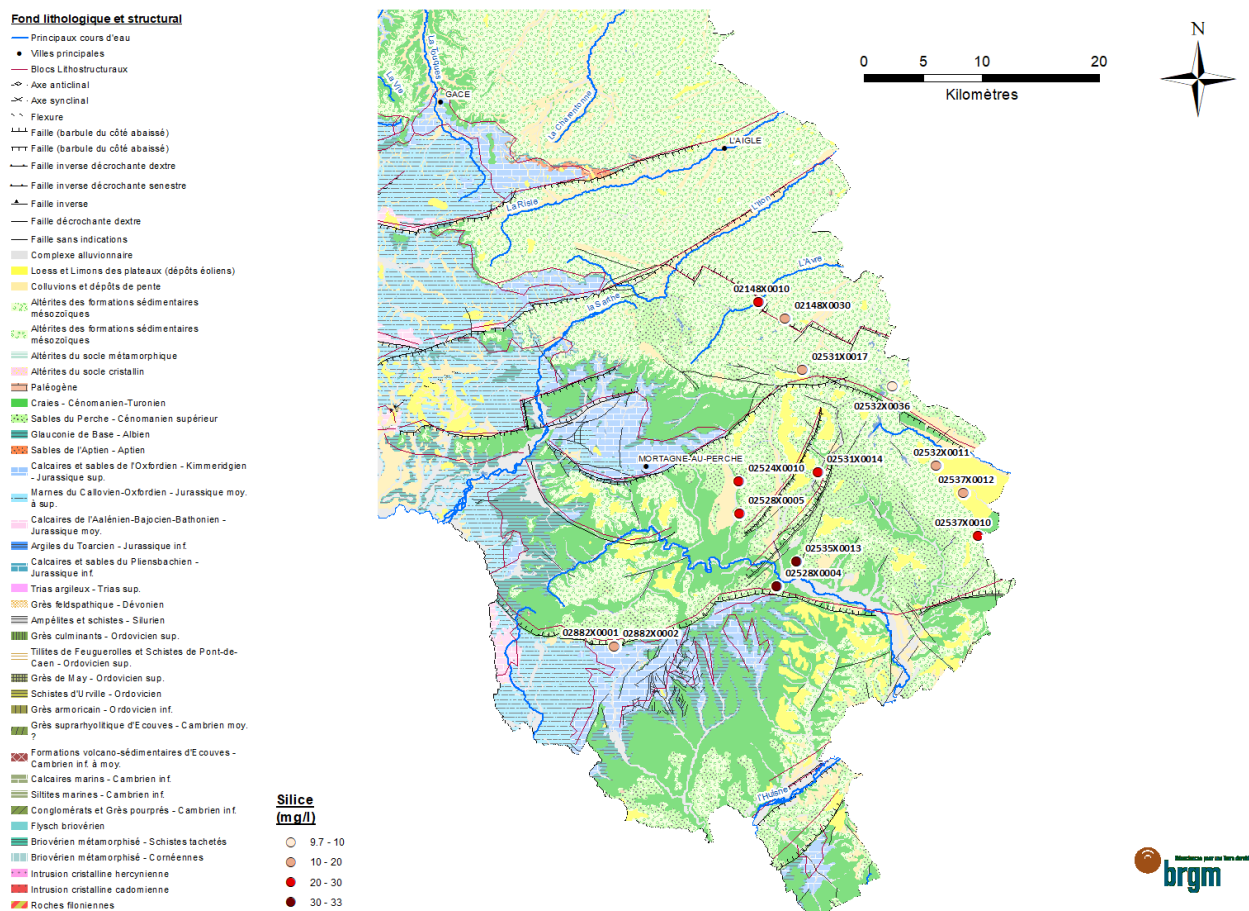
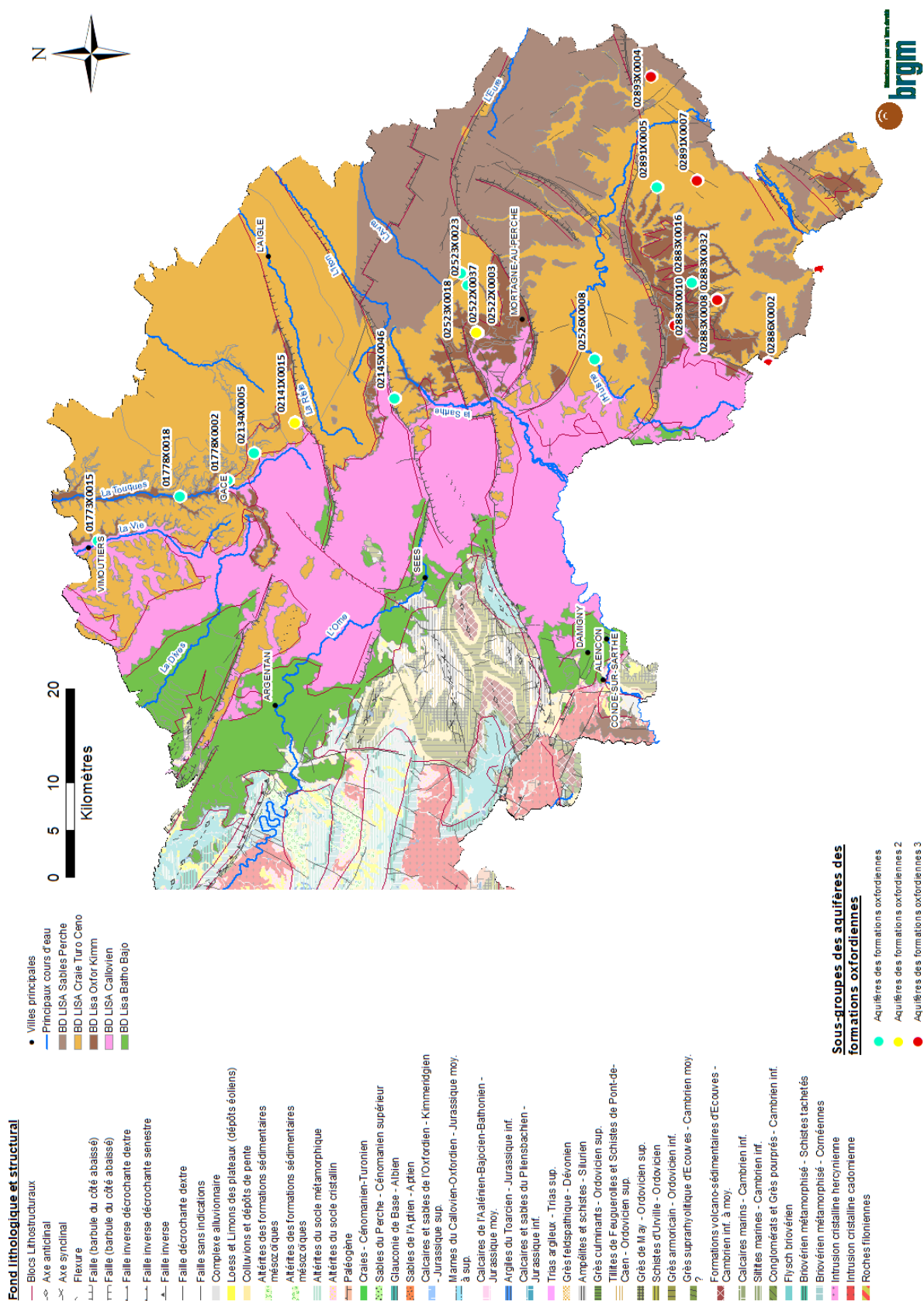


Illustration 20 : Concentrations en silice (en mg/l) dans les eaux de l'aquifère des sables du Perche

2.3.3. Aquifères des formations oxfordiennes

Faciès Dominants

Les formations aquifères oxfordiennes présentent plusieurs faciès hydrochimiques qui se distribuent entre les différents faciès observés en domaine sédimentaire (Illustration 21, Illustration 22).



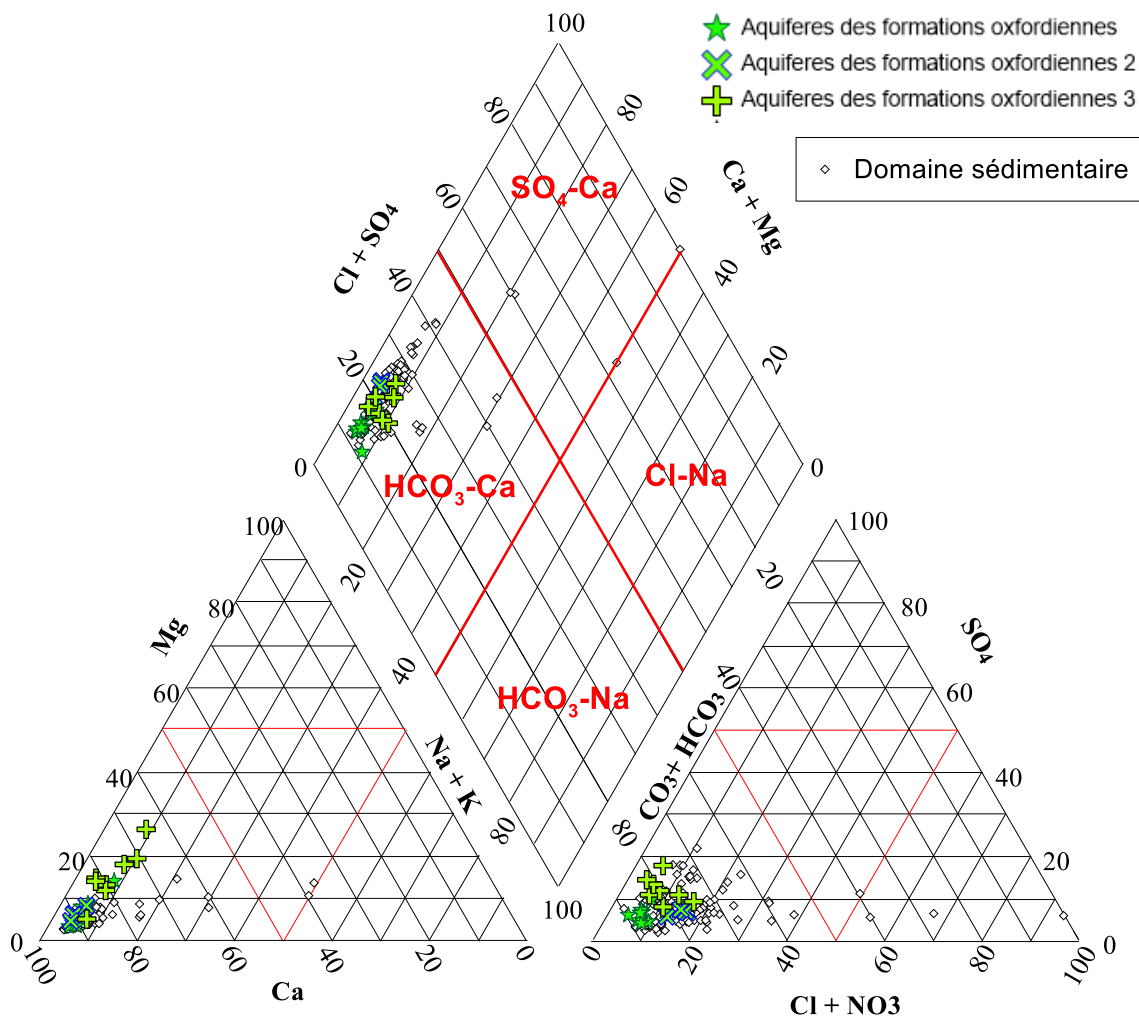


Illustration 22 : Diagramme de Piper pour les eaux des aquifères oxfordiens

La composition chimique des eaux souterraines du groupe 1 est globalement comparable à celle des eaux de la nappe de la Craie en ce qui concerne les éléments tels que la SiO_2 , Mg, Ca, Na et HCO_3 . Les eaux du groupe 1 correspondent aux ouvrages au contact avec les limites ouest de la nappe de la craie.

En effet, la nappe de la craie alimenterait en grande partie l'aquifère oxfordien par déversement (comme par exemple dans les vallées de la Touques et de la Vie au nord du département où sa zone de recharge est très limitée). Des échanges verticaux (ascendant ou descendant) existeraient entre les deux entités aquifères, en fonction des configurations hydrogéologiques (et structurales) et géomorphologiques locales (Idée et al., 2019).

Les groupes 2 et 3 sont plus pauvres en silice que le groupe 1. Les points localisés au sud de l'aquifère (groupe 3 et un point du groupe 2) sont plus riches en magnésium comparés à l'ensemble des eaux du domaine sédimentaire. Cette influence du pôle magnésien est clairement visible et spécifique à l'aquifère oxfordien tel qu'illustré par le diagramme de Piper (Illustration 22). Ces eaux sont également plus sulfatées que le reste de l'aquifère.

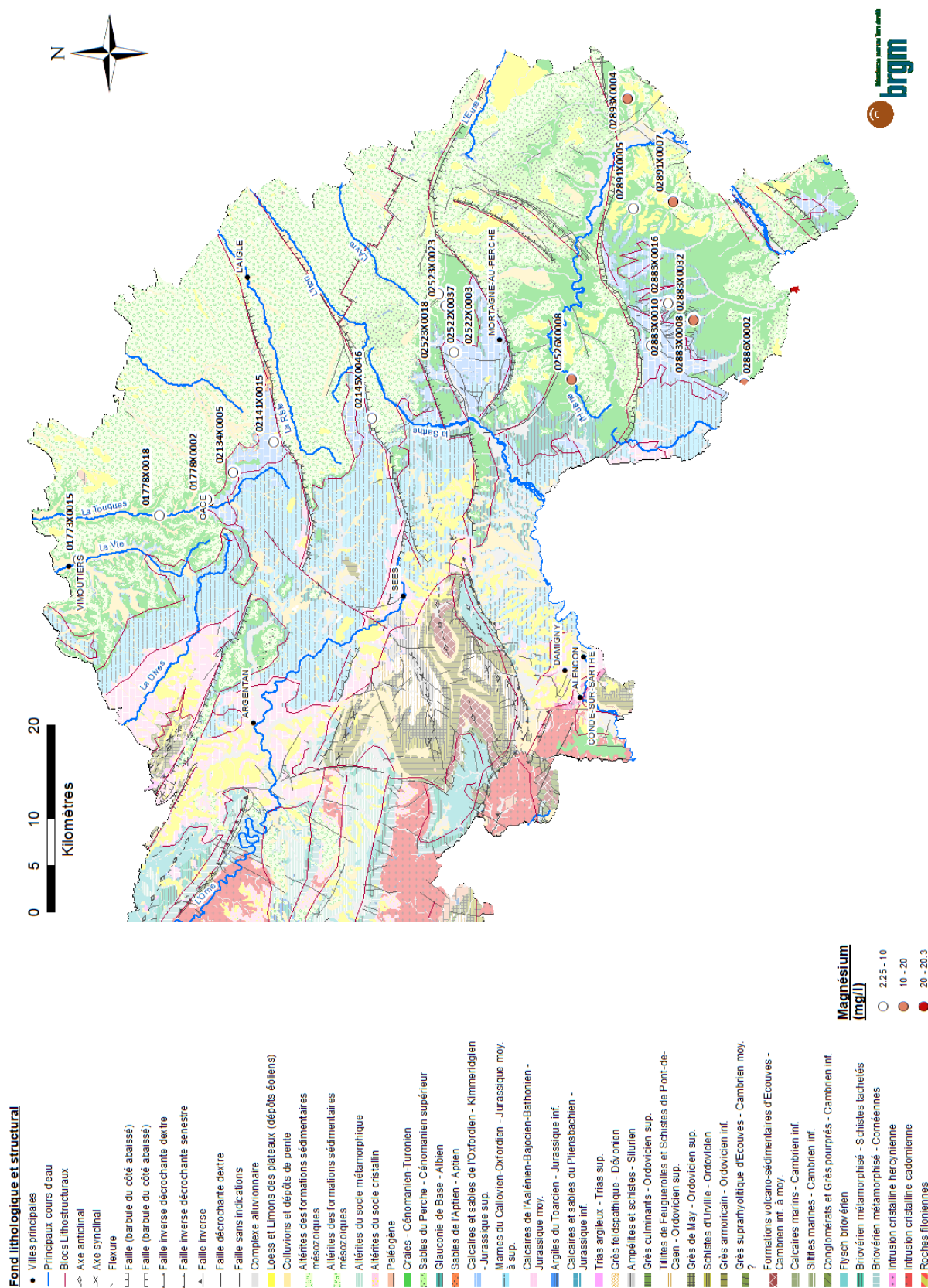
Le groupe 1 présente les plus fortes concentrations en fer bien que les concentrations soient variables au sein du groupe (cf. paragraphe 3.2.1). Les ouvrages riches en fer et pauvres en O_2 dissous correspondent également à des ouvrages profonds ou captifs sous la nappe de la Craie. Au sein de cet aquifère, on relève de fortes valeurs de turbidité bien corrélées aux concentrations

en fer. Ceci est notamment illustré par les sources drainant les formations à la base de l'Oxfordien telles que la formation de Roussier de Gacé (sables ferrugineux).

Au sein du groupe 3, on note 2 points plus minéralisés (conductivité > 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avec des valeurs comparables aux valeurs les plus fortes mesurées sur l'aquifère de la Craie. Il s'agit d'ouvrages peu profonds (16 m de profondeur) captant les sables ferrugineux du Vairais (Roussier de Gacé). S'agissant d'une nappe libre et bien oxygénée, les concentrations en fer sont limitées (10 à 50 $\mu\text{g}/\text{l}$) et les concentrations en sulfates relativement élevées (~40 mg/l). Ces ouvrages sont plus riches en Na, Cl, Ca et HCO_3 , et contaminés en nitrate (~50 mg/l)

Particularités

Les points d'eau plus riches en magnésium (Illustration 23) semblent correspondre aux faciès situés dans la partie sud-est du département, sous couverture des formations du Cénomaniens (craie et sables du Perche) : nappe captive dans les calcaires à Astartes, Calcaires du Bellemois, Sables du Vairais.



Interactions supposées

Les ouvrages suivants présentent tous de fortes variabilités temporelles de leurs paramètres physico-chimiques qui pourraient être un indice de l'existence de circulations karstiques ou d'une mauvaise protection des ouvrages vis-à-vis des eaux de surface (il est à noter que la plupart de ces ouvrages sont des sources) : 02522X0003/S1 et 02522X0037/S2 (tous les 2 sur le même champ captant situé au nord de Mortagne implanté sur une limite lithologique entre calcaires coraliens et sables de Mortagne) – 02883X0009/C1 (dans les calcaires coraliens à l'ouest de Bellême) - 02141X0015/C1 (limite entre les calcaires oolithiques du Grouais et le roussier de Gacé au sud d'Echauffour) – 02883X0016/HY et 02883X0010/C1 (tous 2 sur un même champ captant implanté sur les calcaires à Astartes à l'est de Bellême).

2.3.4. Aquifère des calcaires aaléniens, bajociens et bathoniens (Dogger)

Faciès dominants

Les eaux de l'aquifère du Dogger font partie des eaux les plus minéralisées du territoire (conductivité 600 à 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Elles se distinguent par des concentrations plus fortes en chlorures, sodium, sulfates, calcium et plus faibles en silice.

Cet aquifère est un des plus impacté par la présence de nitrate (30 à 90 mg/l). Ceci explique la tendance observée sur le diagramme de Piper (Illustration 24) vers le pôle 'Cl+NO₃'.

Disposant des analyses d'eau pour un seul ouvrage captant la nappe des marnes et calcaires calloviens, ce point a été intégré à ce faciès en raison des caractéristiques hydrochimiques similaires (Illustration 25).

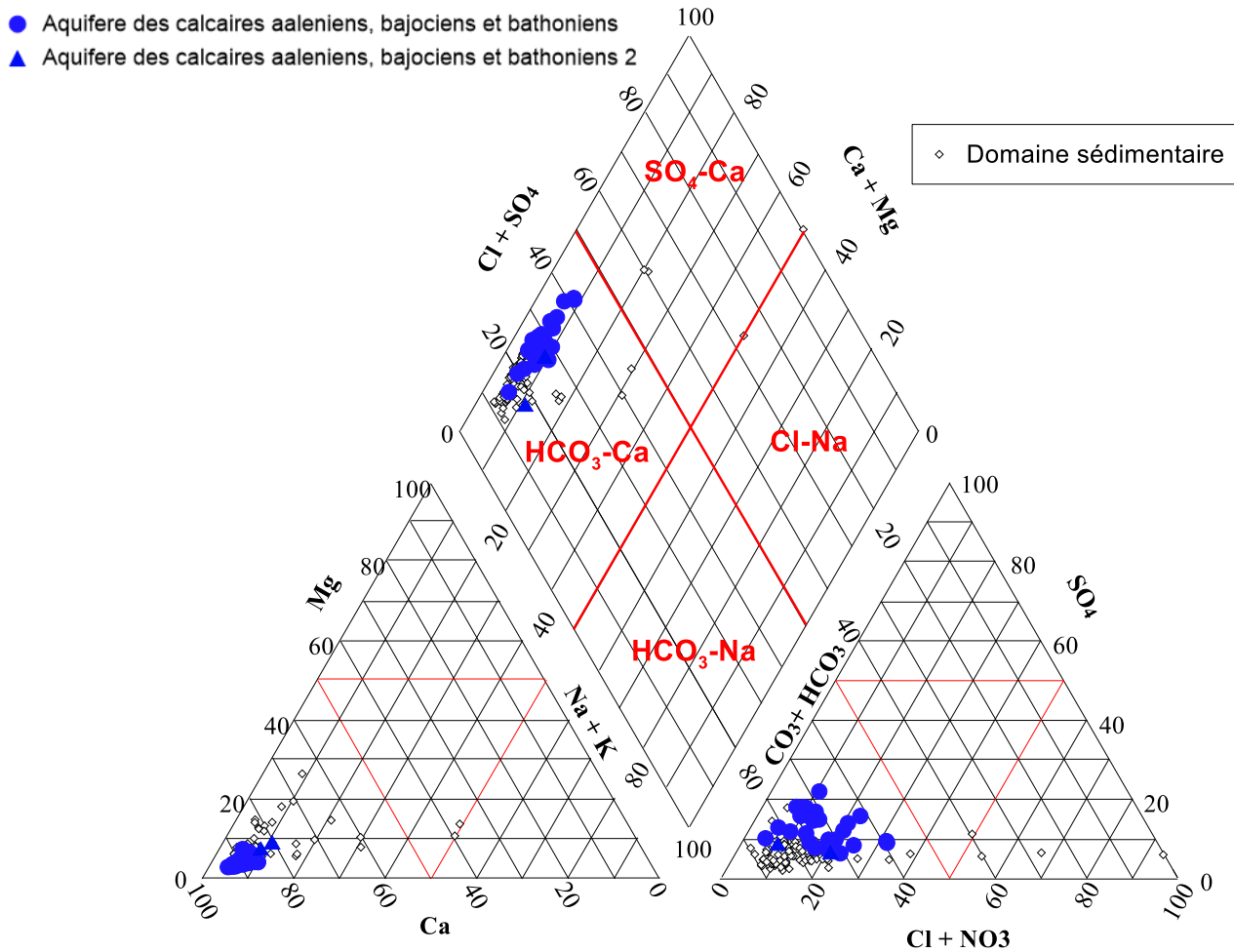


Illustration 24 : Diagramme de Piper pour les eaux des calcaires du Dogger

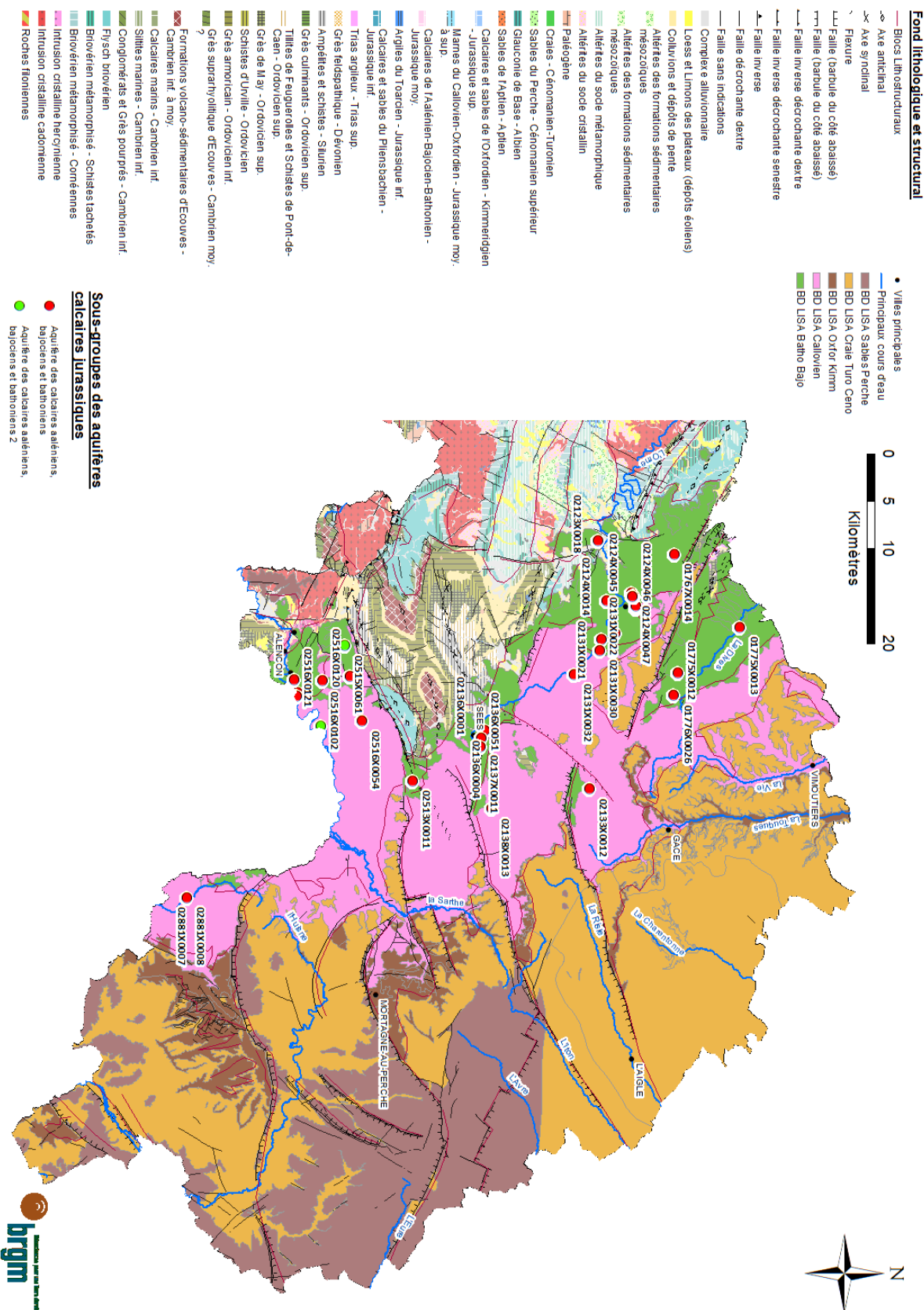


Illustration 25 : Sous-groupes de l'aquifère des calcaires aaléniens, bajociens, bathoniens

Particularités

L'illustration 12 (page 27) montre une anti-corrélation entre $\text{NO}_3\text{-SO}_4$, ceci est caractéristique de cet aquifère comparé aux autres aquifères du domaine sédimentaire. On note ainsi une tendance à l'augmentation des concentrations en sulfates quand les concentrations en nitrate diminuent. Ceci est également illustré par l'évolution des concentrations en O_2 dissous (Illustration 26).

Ce phénomène pourrait illustrer une dénitrification par oxydation de pyrite ; celui-ci a été décrit pour cet aquifère notamment à l'interface entre aquifère captif et libre (RP-62979-FR - Willeumier & Lions, 2014). Selon CGPF (2021), les zones de dénitrifications potentielles pourraient correspondre aux secteurs de recouvrement du Callovien marneux et/ou à la présence de la formation de caillasses de la basse-escadre (pouvant constituer une discontinuité lithologique au sein de cet ensemble aquifère, effet de compartimentation verticale ?).

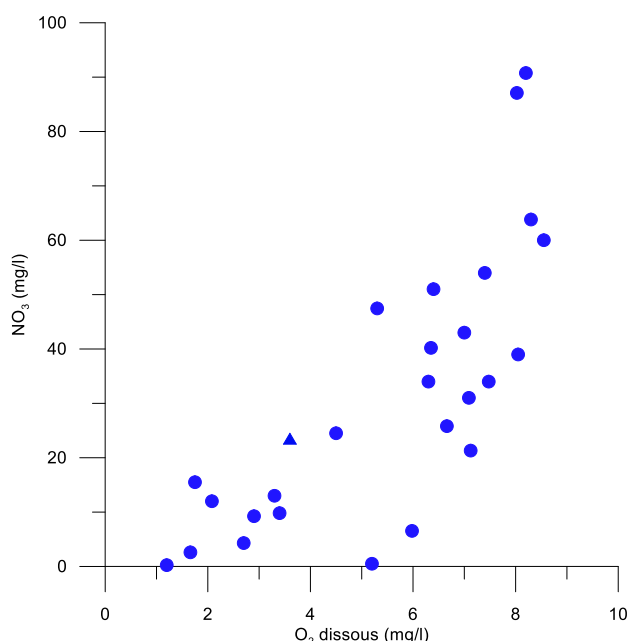


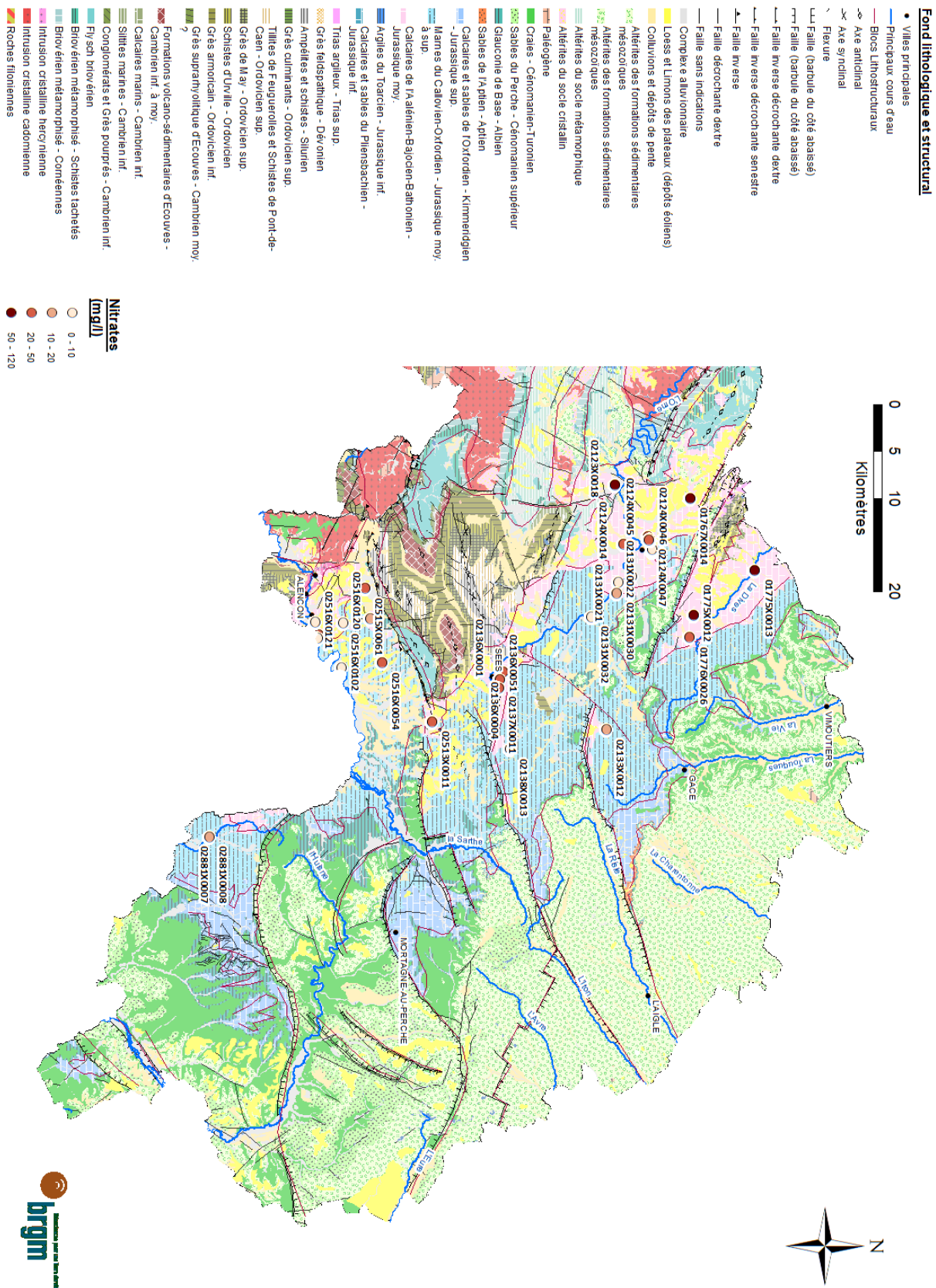
Illustration 26 : Relation O_2 dissous et nitrate dans les eaux souterraines de l'aquifère du Dogger

La distribution des concentrations en nitrate est représentée sur l'illustration 27, celle de l'oxygène dissous sur l'illustration 28.

Les nappes de l'aalénien-bajocien-bathonien du nord du département (plaine d'Argentan) s'écoulent globalement vers le nord-ouest, où elles vont contribuer à alimenter les cours d'eau (l'Orne et ses affluents et la Dives principalement).

Dans ce secteur, on note un enrichissement en nitrate de l'amont vers l'aval des bassins versants ; des zones de captivité de la nappe (sous les marnes calloviennes) vers les zones libres.

Dans le sud du département, l'écoulement général de la nappe se fait vers le sud et le sud-est, celle-ci est localement drainée par la Sarthe, l'Orne Saosnoise, la Môme et l'Huisne. A l'inverse on observe ici une baisse globale des concentrations en nitrates, de l'amont vers l'aval des bassins versants, des zones libres vers les zones captives (ce point sera mis en évidence dans le volet piézométrique de l'étude, rapport à venir).



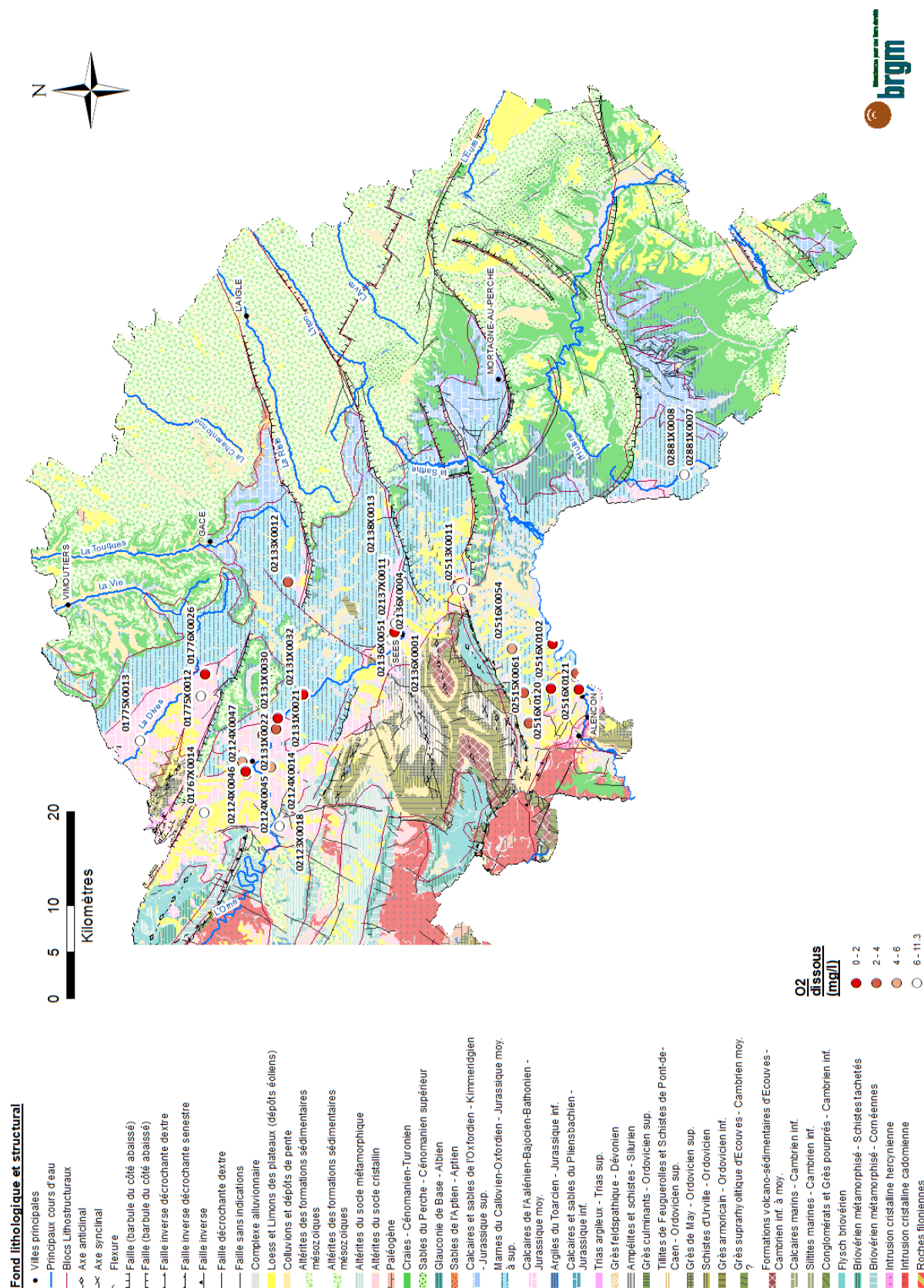


Illustration 28 : Concentration en oxygène dissous (en mg/l) dans les eaux de l'aquifère du Dogger

Interactions supposées

Au sein de cet aquifère, on distingue deux ouvrages (groupe 2) dans le secteur d'Alençon : 02515X0061 - 02516X0102 qui sont moins minéralisés. Cela pourrait correspondre à un mélange entre la nappe jurassique et les eaux de surface (nappe alluviale ou circulations karstiques). On rappelle que ce secteur fait l'objet d'un développement karstique notable mis en évidence dans la première partie de l'étude (RP-69331-FR – Idée et al., 2019).

3. Qualité des eaux souterraines

Cette analyse a été réalisée à partir des données extraites d'ADES à la date de janvier 2021 sur le département de l'Orne. Ces données couvrent la période 1993-2020 et incluent les données produites par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, les ARS et pour le suivi des sites industriels.

L'objectif de ce chapitre est de proposer un « panorama », à l'échelle de l'ensemble du département, de la qualité des eaux pour les principaux paramètres indésirables et toxiques du point de vue sanitaire².

3.1. SURVEILLANCE

Sur les années 2019-2021, sont bancarisés dans la base de données ADES, 71 points d'eau appartenant au bassin Loire-Bretagne et 80 au bassin Seine-Normandie. Le suivi de deux masses d'eau du bassin Loire-Bretagne (GG073 et GG081) est assuré par l'Agence Seine Normandie.

Entre ces deux bassins, il existe des différences dans le suivi de la qualité au-delà du suivi RCS prescrit par l'arrêté modifié du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux. Ainsi, sur le bassin Loire-Bretagne, l'Agence de l'Eau a suivi près de 138 paramètres qui ne sont pas analysés sur le bassin Seine-Normandie. Il s'agit principalement de produits phytosanitaires ou pharmaceutiques (ex. paracétamol, de métabolites, famille des mécoprop...). Sur le bassin Seine-Normandie c'est près de 271 paramètres qui sont suivis uniquement par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Le suivi sanitaire de la Sarthe (aquifère oxfordien) adresse également 31 paramètres qui ne sont pas suivis sur les autres réseaux.

Entre les différents producteurs de données, on note également des différences sur les limites de quantification de certains paramètres notamment les micropolluants phytosanitaires, parfois d'un facteur 10.

² Le comparatif s'est fait notamment au regard des limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique (Arrêté du 11 janvier 2007).

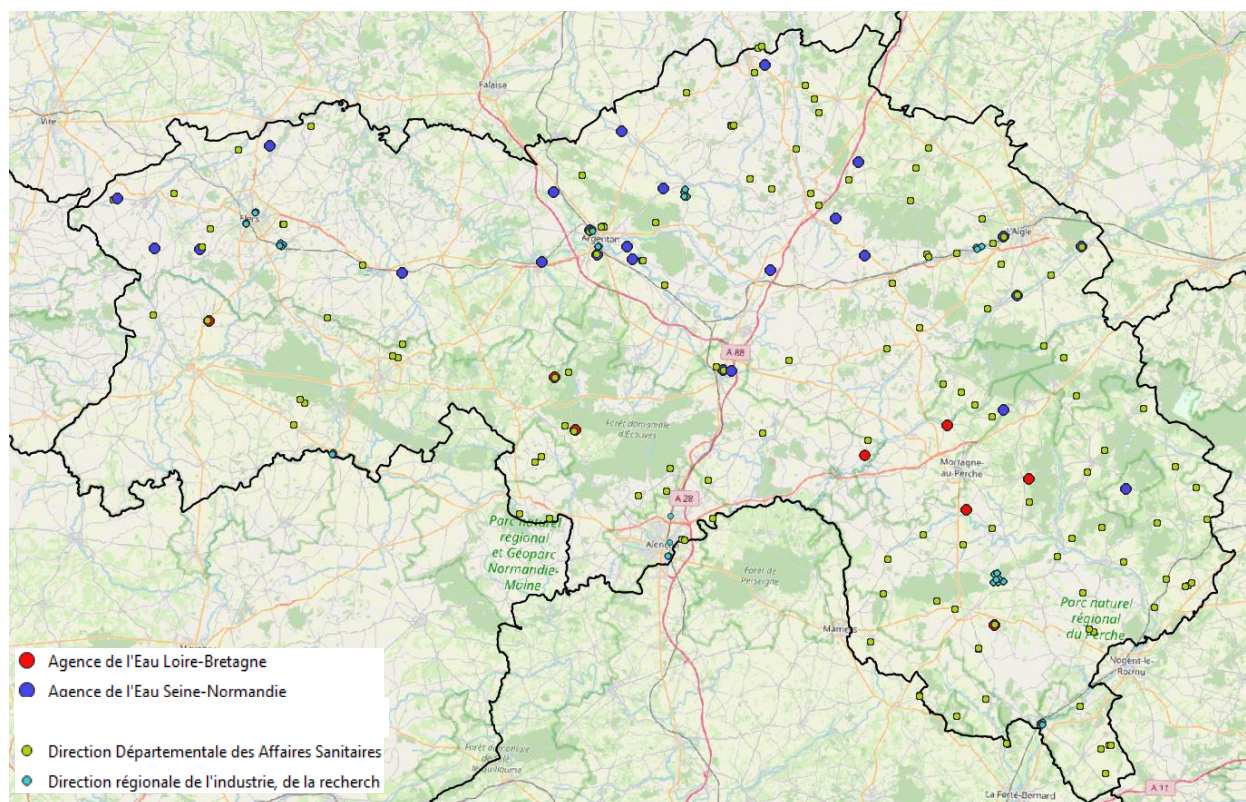


Illustration 29 : Producteurs de données sur la surveillance des eaux souterraines sur le département de l'Orne.

3.2. COMPOSES AZOTES

3.2.1. Nitrate

Les principaux dépassements de la norme sanitaire en nitrate (50 mg/l) sur la période (1996-2020) sont observés sur plusieurs secteurs du territoire notamment les secteurs d'Argentan, Flers, le sud-est du département de l'Orne (Perche) – cf. Illustration 30.

Sur près de 200 points disponibles, le test de Mann-Kendall a pu être appliqué sur 136 points. La tendance a été considérée comme significative pour une pente supérieure (+/-) 0,2 mg/l, soit 43 points.

L'analyse des tendances (Illustration 31) montre dans son ensemble que les aquifères sédimentaires de l'est du département affichent globalement soit une stabilité soit une hausse des concentrations en nitrates. Voir paragraphe 2.3.4 sur le détail pour l'aquifère Bajocien-Bathonien.

La situation est plus contrastée en zone de socle, à l'ouest du département, où l'on observe une tendance globale à la baisse, sauf dans certains secteurs : en particulier à proximité de la dépression de St Martin des Landes ou sur le bassin versant du Noireau où cette tendance est globalement à la hausse).

On rappelle qu'il a été mis en évidence, dans la première phase de l'étude : Rapport BRGM/RP-69331-FR (Idée et al., 2019), que les aquifères des zones de socle pouvaient voir l'apparition de phénomènes de dénitrification, sous certaines conditions.

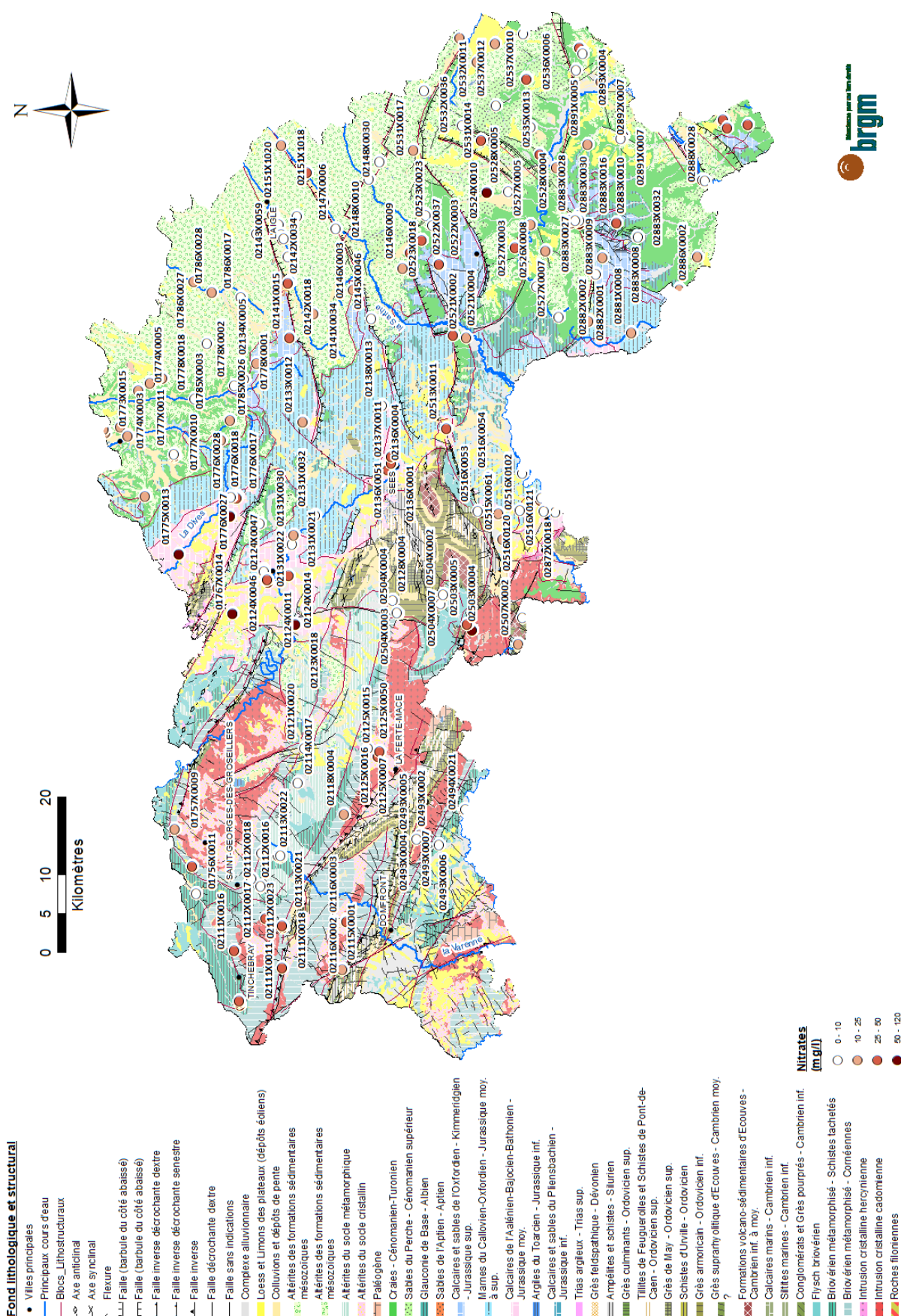
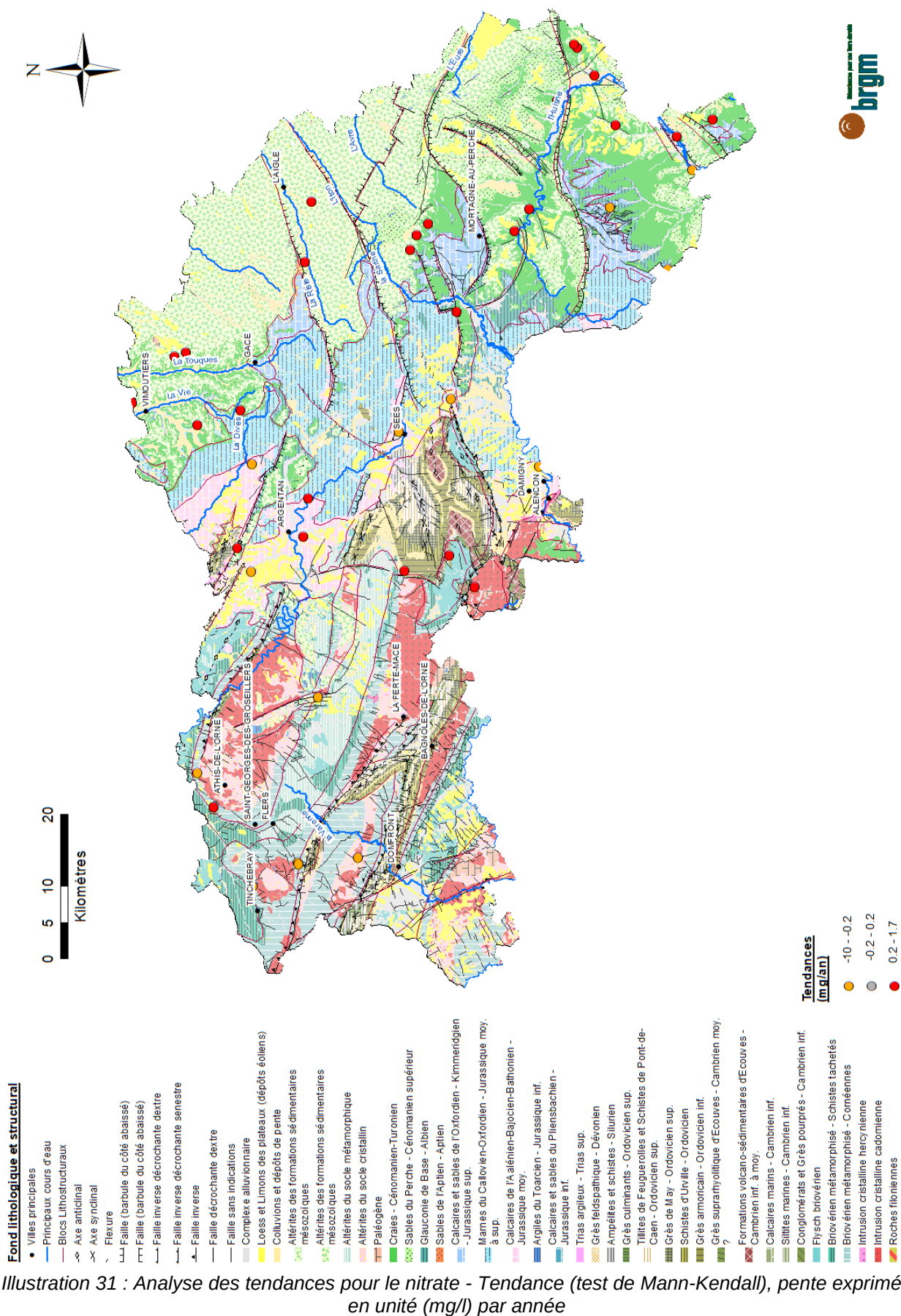


Illustration 30 : Concentrations maximales en nitrate (mg/l) mesurées dans les ESO sur la période 1996-2020



3.2.2. Ammonium

Rappel

La présence d'ammonium dans les eaux souterraines est liée soit aux activités humaines avec la contamination des eaux de surface essentiellement par les rejets d'effluents domestiques et industriels (rejets d'effluents des stations d'épuration, activités industrielles, élevage...) soit associée au phénomène de réduction naturelle des nitrates.

Au niveau des sources naturelles de NH_4^+ , la fixation de N_2 et les réactions de dégradation de protéines dans les sols et les sédiments sont une composante importante du cycle de l'azote mais ont un impact beaucoup moins important dans son accumulation dans les eaux souterraines que les activités anthropiques. Le NH_4^+ peut être également concentré dans les eaux souterraines profondes (Manning and Hutcheon, 2004). Dans les matériaux géologiques le NH_4^+ peut être présent dans les feldspaths, micas et minéraux argileux dans lesquels il se substitue au potassium. La limite de concentration acceptable pour l'AEP est de 0,1 mg/L ; 0,5 mg/L lorsque l'ammonium est d'origine naturelle.

Dans les nappes captives, l'ammonium peut provenir de l'altération de minéraux contenant du fer avec le nitrate ou de la réduction naturelle du nitrate par des bactéries.

En nappe libre, les cas critiques correspondent aux captages situés en plaine alluviale à proximité de zones urbaines et industrielles et dont la qualité est tributaire de celle de la rivière. L'ammonium présent dans les nappes à régime libre est généralement issu de la dégradation incomplète de la matière organique. C'est un marqueur de pollution organique et de contamination microbiologique.

Les concentrations les plus importantes en ammonium (> 2 mg/l) dans les eaux souterraines sont observées sur les captages du réseau de surveillance des installations classées (ICPE) et résulteraient de la dégradation de polluants organiques.

Depuis 2016, quatre dépassements de la valeur de 0,5 mg/l ont été mesurés sur les eaux souterraines du territoire (Illustration 32) :

- 02504X0004/C2 – LANDE-DE-GOULT (source dans les formations de versants paléozoïques),
- 02883X0008/F1 – APPENAI-SOUS-BELLEME (forage oxfordien à 50m, 2m d'argiles quaternaires),
- 02888X0009/C1 – VAL-AU-PERCHE (forage à 35m dans le Cénomaniens, sous 5m marnes et argiles) ;
- 03241X1010/C4 – CETON (source dans la craie glauconieuse).

Pour chacun de ces ouvrages, la présence de métaux et/ou d'arsenic dans ces eaux associées à l'ammonium, pourrait suggérer l'oxydation des sulfures par la réduction du nitrate ou de composés organiques et ainsi la libération des métaux associés aux sulfures. Cependant, la présence d'atrazine³ ou ses métabolites (1 quantification sur 16 échantillons pour 02883X0008/F1 ainsi que pour deux métabolites, déséthylazine et déisopropylatrazine ; une quantification en deséthyldeisopropylatrazine sur un échantillon et 7 quantifications sur 8 échantillons en deéthylatrazine pour 02888X0009/C1 et 1 quantification sur un échantillon en deséthyldeisopropylatrazine et 8 sur 8 échantillons en deéthylatrazine avec des teneurs allant de

³ L'atrazine a eu certes des usages agricoles jusqu'en 2003 (limite d'utilisation septembre 2003) mais la substance active a aussi eu, les années précédentes des usages non agricoles (jusqu'en 1997).

0,05 à 0,072 µg/L) voire d'AMPA⁴ (1 quantification sur 8 échantillons à 0,26 µg/L pour 02888X0009/C1 dans ces eaux pourrait suggérer un impact d'origine agricole). Cependant, si une origine agricole peut être suspectée, elle ne peut pas être formellement actée.

Les principaux aquifères concernés par la présence d'ammonium (>0,1 mg/l) sont l'Oxfordien, la nappe de la Craie et les calcaires du Jurassique dans le secteur sud est du territoire. Dans ce secteur, impacté par le nitrate, la présence de nappes captives est favorable à la production d'ammonium par la réduction du nitrate.

⁴ L'AMPA est un des produits de dégradation du glyphosate et à ce titre, il peut avoir une origine agricole avec le glyphosate qui est encore utilisé par les agriculteurs aujourd'hui mais aussi non agricole car il a été largement utilisé par les collectivités et les particuliers pour l'entretien des espaces verts et des jardins. L'AMPA peut également avoir une origine industrielle car il peut être un produit de transformation des phosphonates, utilisés depuis 2012 dans les lessives et détergents industriels, suite à l'interdiction d'utiliser les phosphates.

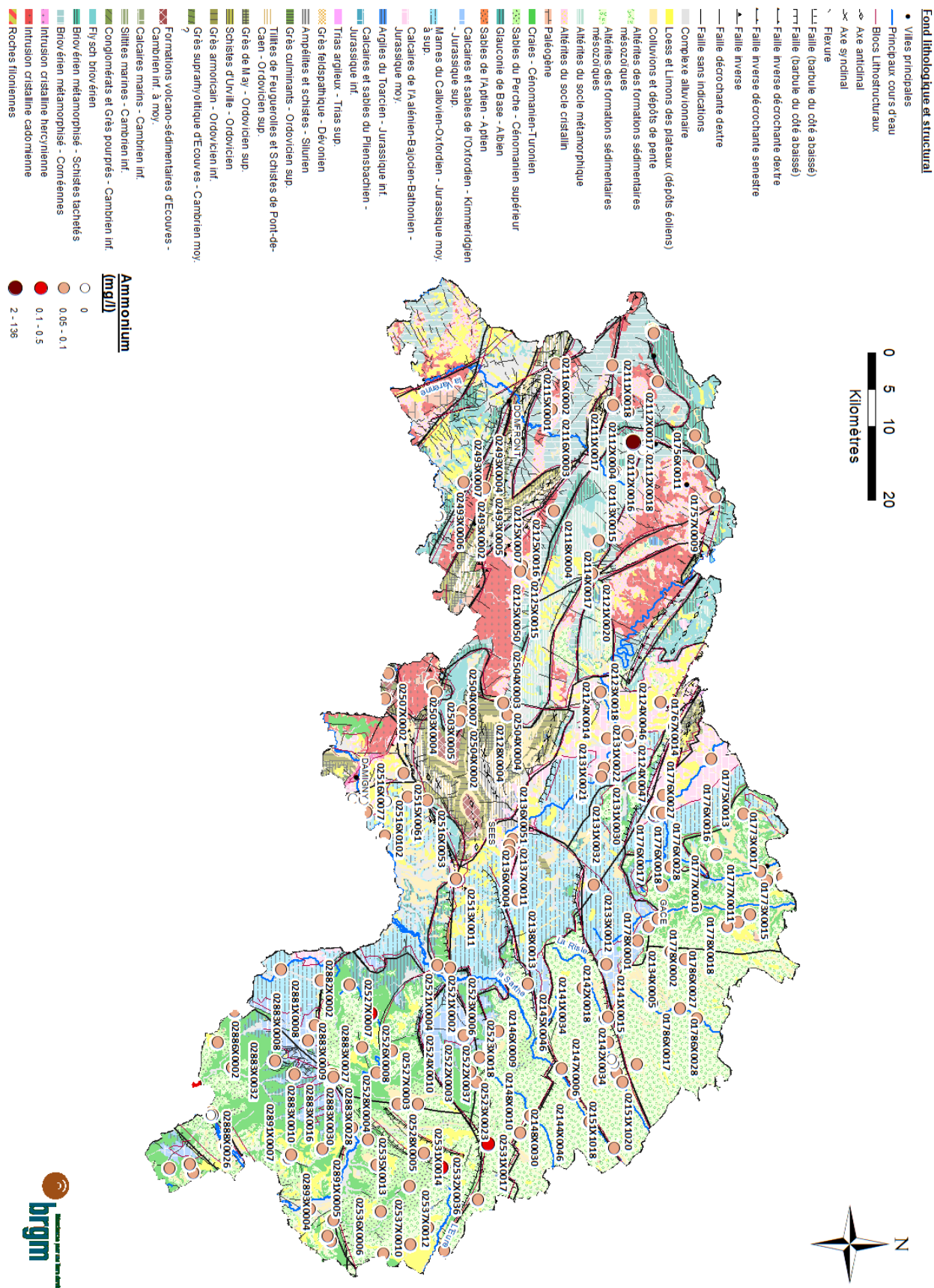


Illustration 32 : Concentrations médianes en ammonium dans les ESO (mg/l)

3.3. METAUX ET METALLOIDES

Pour estimer le potentiel de trouver ou non des métaux et métalloïdes dans les eaux on peut s'intéresser aux indices de substances minières répertoriées par le passé sur le département de l'Orne (Illustration 33). On note la présence d'indices polymétalliques à Pb-Zn, à Ag et à As autour d'intrusions porphyriques dans des formations briovériennes ; des indices de fer plus nombreux dans les synclinaux paléozoïques, et la répartition des indices à barytine (sulfates de baryum) dans ou à proximité de la couverture jurassique qui montre l'influence de circulations post-paléozoïques avec des fluides sulfatés expliquerait notamment la remobilisation de thallium dans le réservoir carbonaté (RP-63615-FR, Laurent et al. 2014, Illustration 33).

Baize et Mazenc (1995) ont décrit les différentes formations de Basse-Normandie pouvant contenir des sulfures, il s'agit d'après les auteurs de : i) sédiments briovériens qui contiennent des sulfures dans les horizons tels que les schistes ardoisiers ; ii) argilites et siltites noirs au sommet de la séquence flysch du Briovérien qui contiennent également de la pyrite en association avec la matière organique ; iii) pyrite également abondante dans les phthanites et les calcaires noirs du Briovérien inférieur.

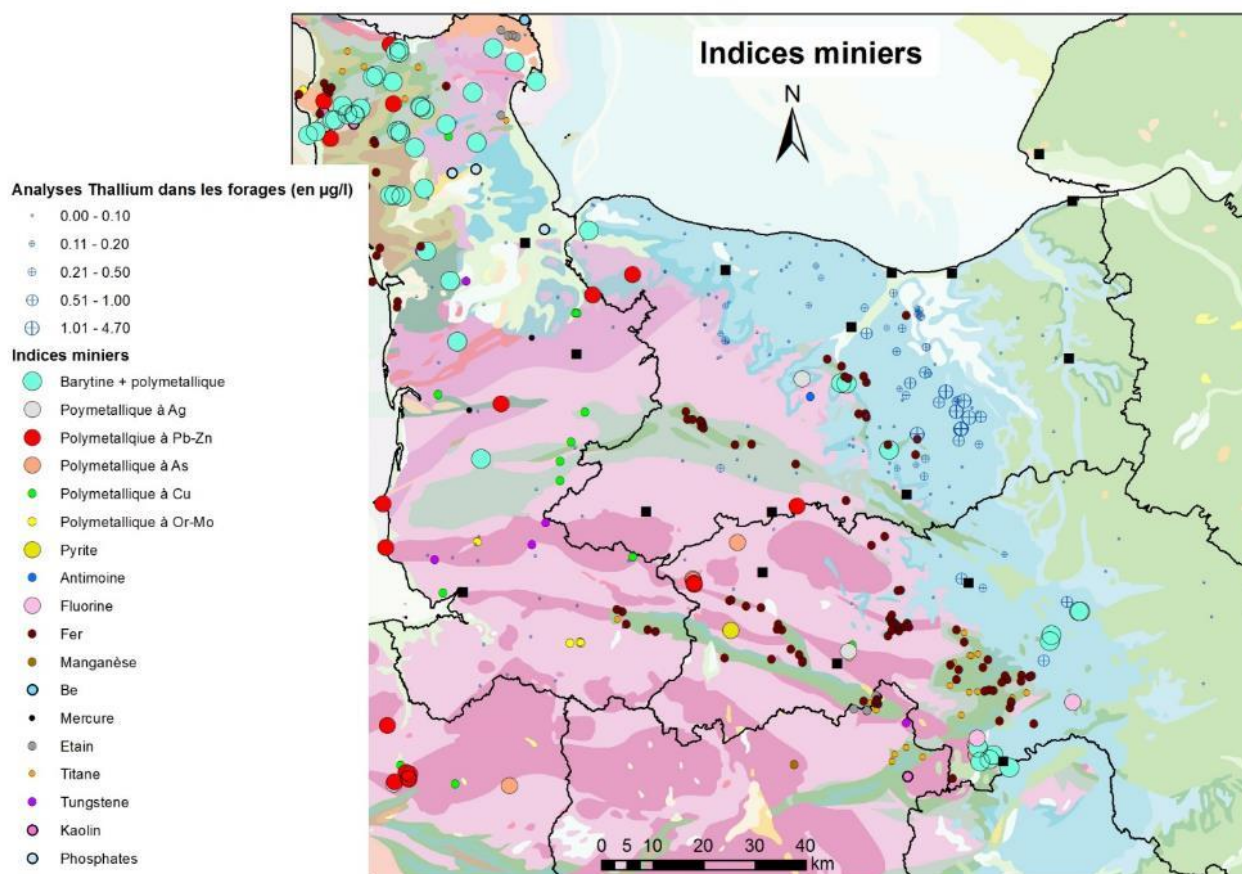


Illustration 33 : Report des indices miniers et concentrations en thallium dans les eaux (d'après le rapport BRGM RP-63615-FR)

3.3.1. Fer, Manganèse

Le fer et le manganèse sont naturellement contenus dans les roches. Le fer est constituant fréquent dans beaucoup de minéraux primaires (biotite, pyroxène, amphibole) présents dans les roches magmatiques et métamorphiques et les minéraux secondaires (ferrihydrite, sidérite, pyrite) qui se forment dans une large gamme de pH et de conditions d'oxydo-réduction.

La libération de ces éléments dans les eaux naturelles sous forme particulaire ou dissoute est principalement due aux processus d'érosion. Ces éléments sont également présents dans les minéraux argileux. La présence de ces éléments sous forme dissoute dans les eaux souterraines est très dépendante de l'état d'oxydo-réduction des milieux au sein des hydrosystèmes. Dans les séries sédimentaires, le fer et le manganèse sont peu solubles généralement présents sous forme d'oxydes ou d'oxy-hydroxydes tels que les ferrihydrites ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ou les oxydes de manganèse (MnO_2).

Les rejets de fer et de manganèse d'origine anthropique peuvent provenir principalement des rejets industriels et dans une moindre mesure des rejets urbains et agricoles. Les stations d'épuration ont tendance à remplacer les sels d'aluminium par des sels de fer comme agents de co-précipitation. La limite de concentration tolérée dans les eaux potables est 200 µg/L pour le fer total et de 50 µg/L pour le manganèse.

Sur le territoire, plusieurs formations géologiques peuvent contenir naturellement du fer en concentration importante. Il existe en effet des gisements de fer dans les formations du socle de l'ouest du département de l'Orne (Dornic, 1982 ; Pelatan, 1985) :

- associés aux **synclinaux paléozoïques** : le synclinal de Mortain et la forêt de la Motte (Bourberouge), prolongé par les gisements de Larchamp, Halouze (synclinal de Saint-Clair de Halouze), La Ferrière-aux-Etangs, Domfront, Bagnoles.
- dans ces synclinaux, des gisements de fer sont situés au toit de la formation des grès armoricains, dans la formation des schistes de Pissot ou encore au toit des schistes du Pont de Caen. La première contient la couche de minerai de fer (inter stratifiée). Le minerai pouvait atteindre une teneur > 40 % de fer qui a permis le développement d'exploitations minières relativement importantes entre le 18^e et le 20^e siècle.
- associés aux **formations méta-sédimentaires briovériennes et les formations magmatiques/volcaniques** présentent également du fer à la faveur de l'altération des roches contenant des minéraux ferreux. Baize et Mazenc (1995) décrivent ainsi des minéralisations telles que pyrite, pyrrhotite, mispischel, molybdénite et fluorine associés aux plutons mancelliens (granodiorites et cordiérites).

Une activité de métallurgie du fer est également reconnue dans le Perche avec la présence de puits d'exploitation (généralement 2-3 m de profondeur mais pouvant atteindre jusqu'à 25 m) et de fourneaux et forges. Le fer exploité était contenu dans des dépôts ferrugineux de surface et peux épais : poches de limonites dans les sables cénomaniens (sable du Perche), passes ferrugineuses à la base des argiles à silex reposant sur les sables du Perche (cuirasses) et dans certaines alluvions éocènes et oligocènes (teneur du minerai 15 à 30%) (Pelatan, 1985). Il existe ainsi un certain nombre de petits gites miniers dans le sud-est du département de l'Orne (commune de Beaulieu, Malétable, Normandel, Notre dame d'Aspres, les forêts de Longny et Senonche, le bois de Reno et Val-Dieu, la Ferté Vidame, Randonnai,...) – cf. Illustration 34.



Illustration 34 : Mines, forges et fonderies du Perche (Pelatan, 1985)

En complément, on note également la présence de minéraux ferreux dans les formations sédimentaires du Bassin parisien (RP-69292-FR – Meire et al., 2019), de l'est du territoire, en particulier dans les unités suivantes, classées du plus récent au plus ancien :

- Argiles et craies glauconieuses du Cénomanien inférieur qui peuvent également contenir des nodules pyriteux ou de marcassite ;
- Glauconie de base de l'Albien ;
- Base des formations oxfordiennes : sables du Roussier de Gacé, du Vairais ou de Mortagne au Perche ;
- Niveaux à oolites ferrugineuses dans les formations marneuses du Callovo-oxfordiennes ;

- Niveaux à oolites ferrugineuses associés aux sables rouges des formations du Keuper – Pliensbachien – Toarcien.

En conséquence, la présence de fer dans les eaux souterraines du département de l'Orne est largement distribuée dans l'ensemble des aquifères du territoire, comme en atteste l'illustration 35.

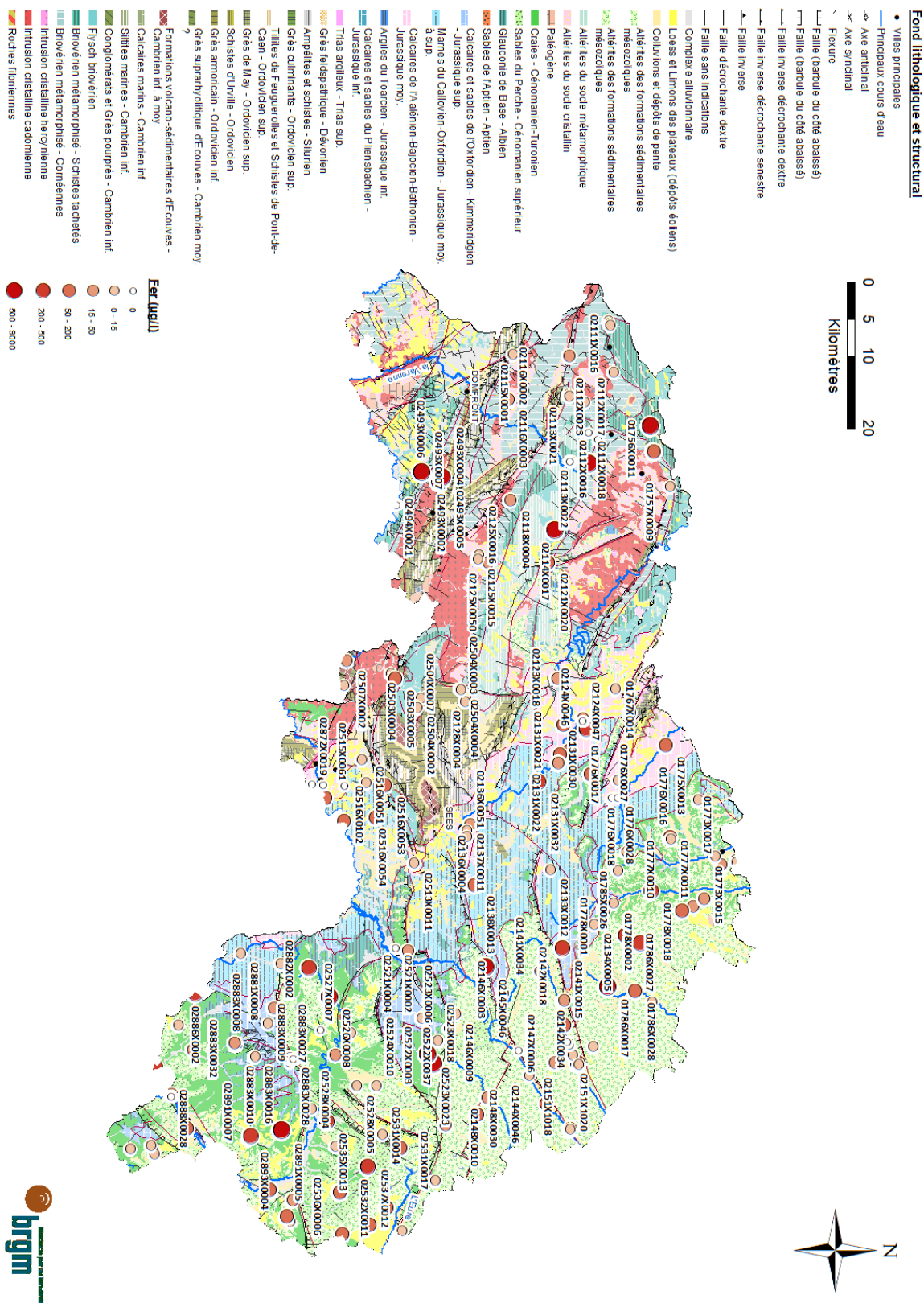


Illustration 35 : Concentrations en fer ($\mu\text{g/l}$, médiane calculée sur la période incluant les valeurs non quantifiées LQ/2)

Des valeurs moyennes plus élevées ($> 2,5$ mg/l) sont relevées dans les aquifères de socle (Flysch du Briovérien et Granitoïdes) pour les ouvrages captant des eaux profondes (> 90 m de profondeur).

Au niveau des synclinaux paléozoïques, il est possible de rencontrer de fortes concentrations en fer comme en témoignent les concentrations en fer (100 à 4800 $\mu\text{g/l}$) et manganèse (9 à 4700 $\mu\text{g/l}$) mesurées sur le site de la mine de Halouze (eaux superficielles). Il n'y a pas d'autres éléments traces associés à ces deux éléments dans les eaux (ex. As (<3 $\mu\text{g/l}$), Zn (<50 $\mu\text{g/l}$) à l'exception de faibles concentrations en Ni (14 $\mu\text{g/l}$) pour les eaux les plus riches en fer et manganèse.

Pour les aquifères sédimentaires, les dépassements sont principalement dans le sud-est du département en liaison avec les aquifères sédimentaires notamment captifs, i.e. pauvres en oxygène dissous tel que représenté sur figure O_2 vs Fe (Illustration 36).

A partir des données disponibles dans ADES, les centiles 90 calculés pour les concentrations en fer sont pour la période étudiée sont les suivants :

- Nappe de la Craie – 251 $\mu\text{g/l}$ (faciès glauconieux à la base du Cénomaniens),
- Calcaires du Dogger (Aaléniens, Bajo-bathonien) – 196 $\mu\text{g/l}$ (faciès oolithique ferrugineux),
- Sables du Perche (197 $\mu\text{g/l}$) (en lien avec la formation de cuirasses cénozoïques)
- Aquifère de l'Oxfordien (1053 $\mu\text{g/l}$) (base de l'oxfordien et marnes du Callovo-oxfordien).

En contact avec l'oxygène atmosphérique, le fer(II) en solution précipite sous forme de fer (III) créant ainsi des particules responsables des particules. Ainsi, on note que les eaux les plus riches en fer sont corrélées aux fortes valeurs de turbidité ($>0,5$ NFU).

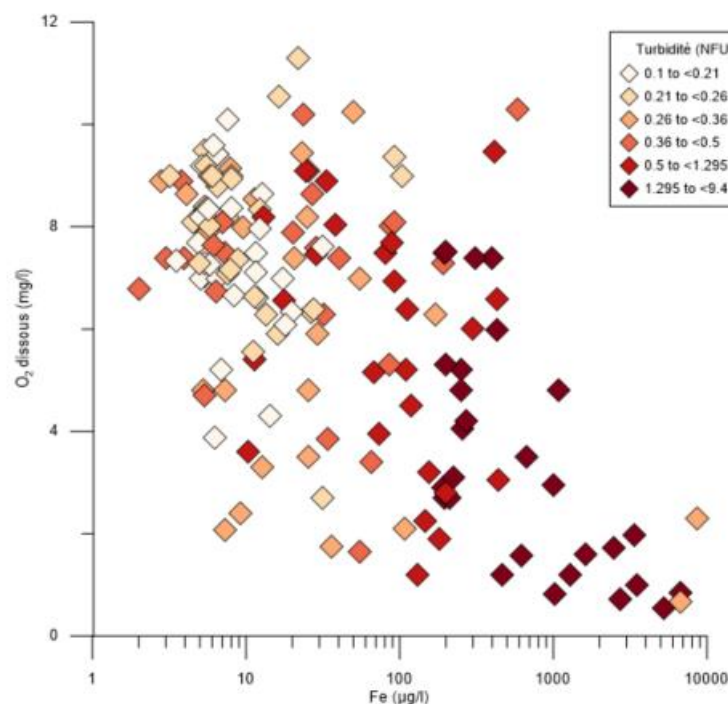
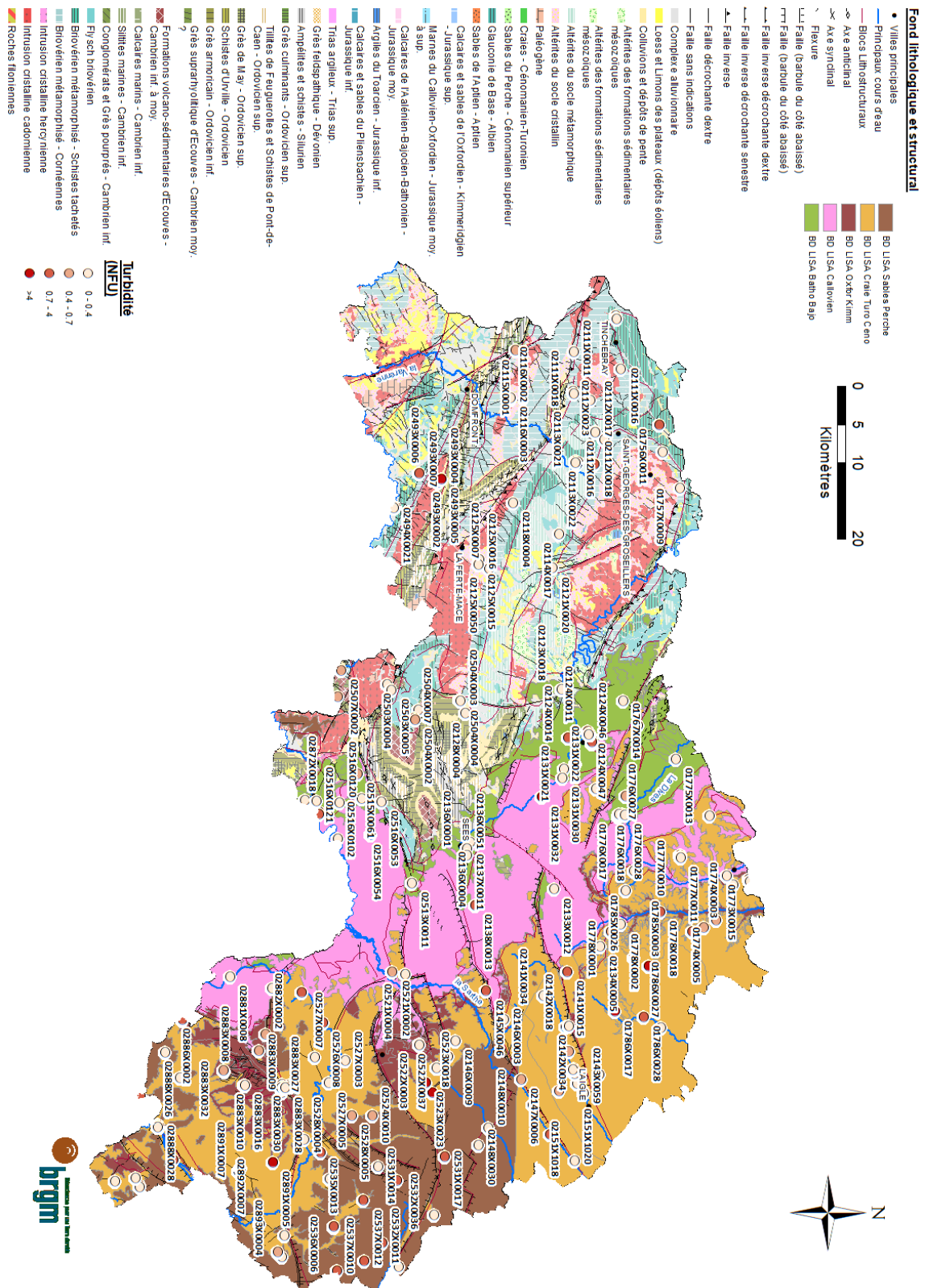


Illustration 36 : Relation entre l'oxygène dissous et les concentrations en fer (valeur par prélèvement sur la période) en tenant compte d'une symbologie fonction de la turbidité (en NFU). Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont reportées avec la valeur LQ/2.

Statistiquement, les aquifères de l'Oxfordien et des sables du Perche présentent le plus d'ouvrages ayant de fortes valeurs de turbidité (Illustration 37). Néanmoins l'ensemble des

aquifères peut présenter localement de fortes valeurs en turbidité. Dans les formations carbonatées, ces fortes valeurs peuvent également être la résultante d'infiltrations d'eaux de surface dans les eaux souterraines via des réseaux karstiques, en particulier développées dans l'oxfordien et la craie (cf. Idée et al., 2019).



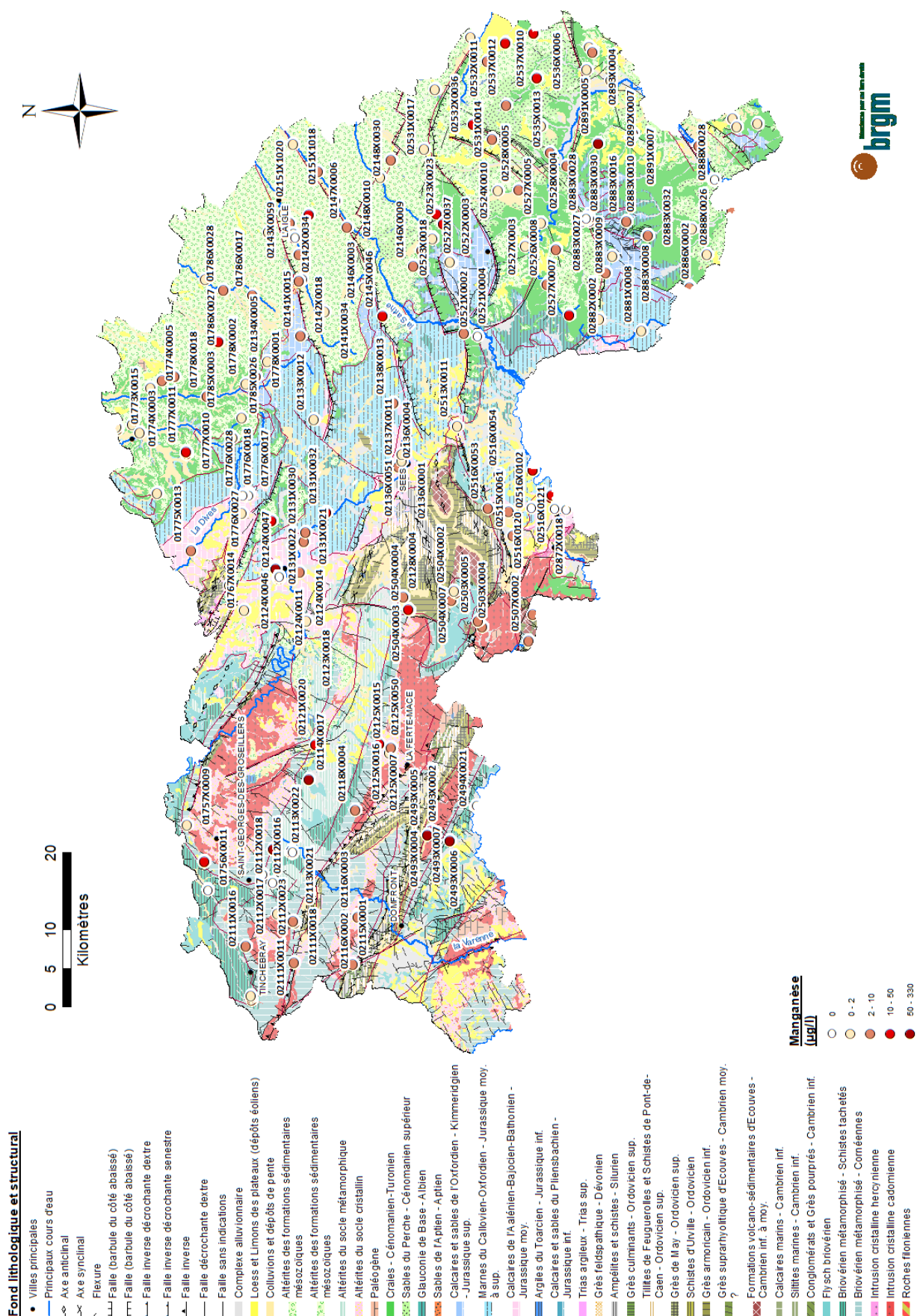


Illustration 38 : Concentration médiane en manganèse dans les eaux souterraines (µg/l, médiane calculée sur la période en incluant les valeurs non quantifiées LQ/2)

On note des concentrations en manganèse plus faibles (jusqu'à 330 µg/l) que pour le fer (jusqu'à 2000 µg/l) (Illustration 38). Les valeurs les plus fortes sont principalement mesurées dans les aquifères de socle notamment dans les aquifères profonds de socle (100 à 330 µg/l) et dans les flyschs du Briovérien (jusqu'à 100 µg/l).

On trouve ponctuellement la présence de manganèse dans les aquifères carbonatés, généralement associé au fer et à l'arsenic (Illustration 39), c'est le cas notamment dans les formations oxfordiennes à l'est du département (jusqu'à 70 µg/l).

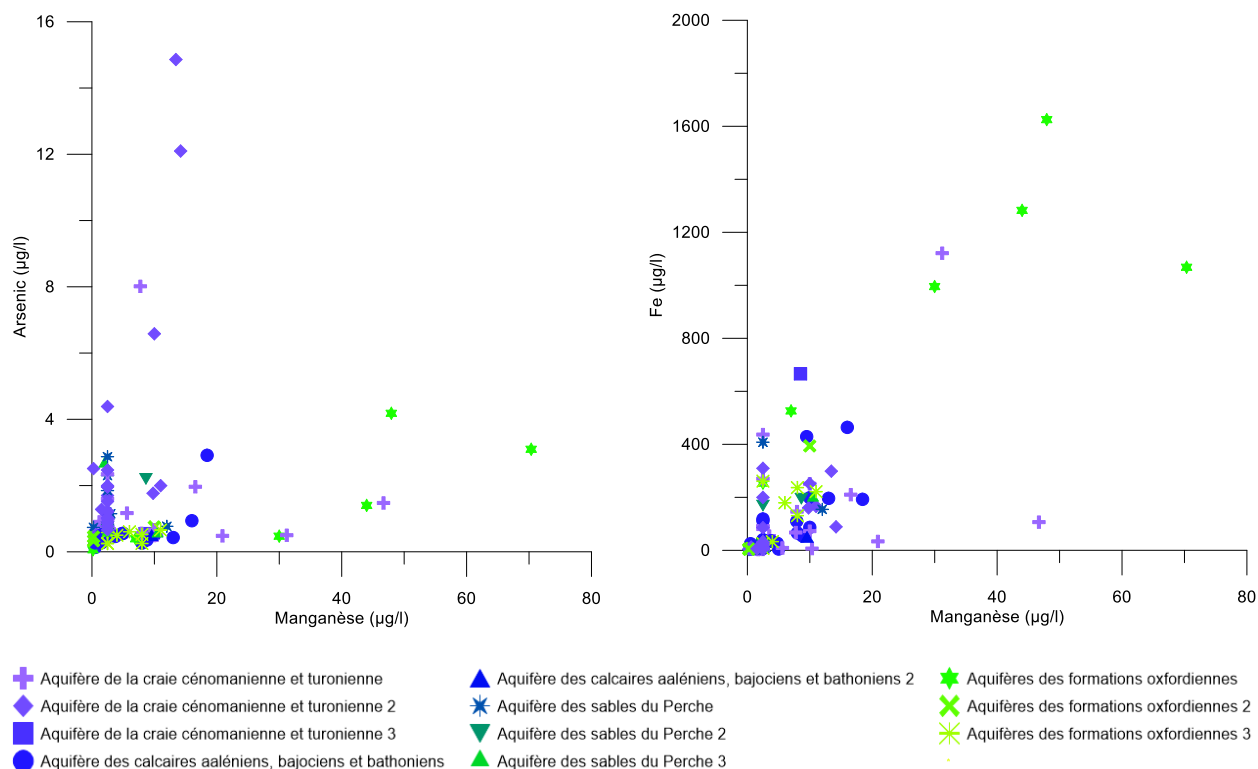


Illustration 39 : Concentrations en éléments traces (arsenic, manganèse, fer) dans les eaux souterraines du domaine sédimentaire

3.3.2. Arsenic

L'arsenic est présent dans de nombreux minéraux dont le mispickel (FeAsS), forme minérale la plus abondante et associé principalement aux filons de minéraux sulfurés. Présent dans les roches éruptives et métamorphiques, il est redistribué par les processus d'altération dans les terrains sédimentaires et peut être concentré dans les roches argileuses. Il serait piégé dans les alluvions par adsorption sur les oxydes et hydroxydes de fer et les micas mais aussi sous forme de carbonates.

L'inventaire minier réalisé en Normandie Occidentale présente des teneurs fortes en arsenic dans les sédiments (Illustration 40) (et potentiellement en sulfures) localisées dans les formations briovériennes. Ce composé n'a pas été mis en évidence au niveau des synclinaux paléozoïques.

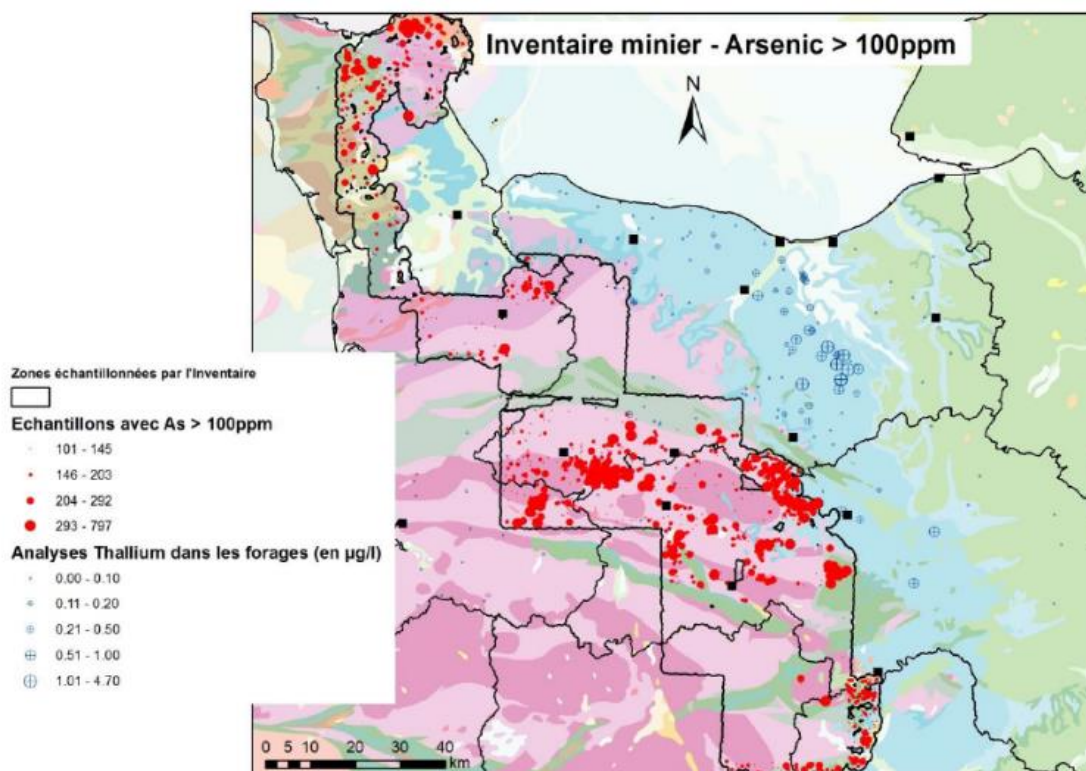


Illustration 40 : Teneurs en arsenic supérieures à 100 ppm mesurées dans les échantillons de l'inventaire minier (d'après le rapport BRGM RP-63615-FR)

De manière générale, les concentrations en arsenic dans les eaux souterraines sont faibles en dehors des terrains riches en sulfures ou de certaines formations alluviales. Dans tous les cas, les conditions d'oxydo-réduction influent de manière prépondérante sur la mobilité de l'arsenic.

En effet, l'arsenic peut exister dans la nature sous différents états d'oxydation (-3, 0,+3,+5). L'arsenic natif $As(0)$ est rare, l'arsenic réduit $As(+3)$ n'est rencontré dans les milieux que très réducteurs où sa présence est catalysée par l'activité microbologique. Les deux principaux états dans l'environnement naturel sont donc les arsénates $As(+5)$ et les arsénites $As(+3)$. En milieu réducteur, c'est la forme arsénite qui domine. Cette forme est relativement soluble sauf en présence de soufre où l'arsenic précipite sous forme de sulfures si les conditions sont assez réductrices. En condition oxydante, les arsénates dominent, cette forme a tendance à être sorbée sur les oxy-hydroxydes de fer ou co-précipitée lors de la formation de ces oxy-hydroxydes. En conditions réductrices, les principales phases porteuses de l'arsenic sont l'arsénopyrite, le réalgar ou l'orpiment mais il faut noter que la pyrite contient toujours un peu d'arsenic du fait de la substitution S-As. De fait, l'arsenic est de fait souvent associé au fer soit au travers des substitutions dans les sulfures de fer soit par sorption ou co-précipitation sur les oxydes de fer ou d'aluminium.

Sur le territoire de l'Orne, les valeurs en arsenic les plus importantes dans les eaux souterraines (40 à 500 $\mu g/l$) ont été relevées dans les captages appartenant au réseau de surveillance en lien avec les activités industrielles (limite sanitaire fixée à 10 $\mu g/l$). Attention, ceci ne veut pas dire que l'arsenic ne soit pas d'origine naturelle dans ces captages.

L'arsenic dans les eaux souterraines est globalement réparti sur l'ensemble du territoire avec tout de même une dominante sur le domaine sédimentaire (Annexe 2, Illustration 41).

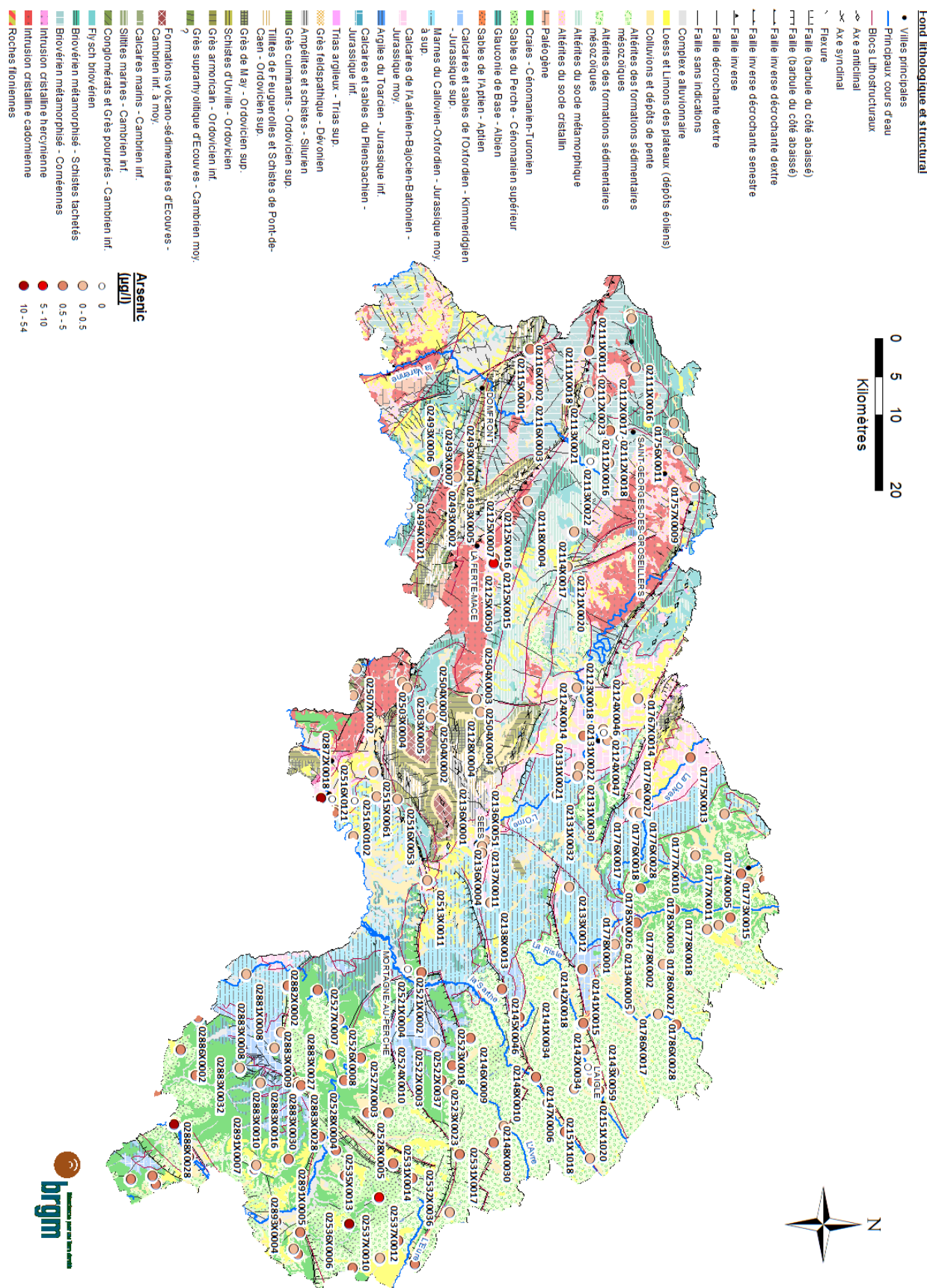


Illustration 41 : Concentrations médianes en arsenic dans les eaux souterraines (µg/l, médiane calculée sur la période en intégrant les valeurs non quantifiées (LQ/2))

Domaine de socle

La présence d'arsenic dans les eaux de la zone de socle est à mettre en lien avec la présence d'indices polymétalliques tels qu'identifié par l'inventaire minier (Illustration 33)⁵. Associé aux sulfures, l'arsenic sera présent naturellement dans les secteurs minéralisés où il peut être associé à d'autres métaux (ex. Pb, Zn).

Parmi les données disponibles, de fortes concentrations en arsenic ont pu être localisées dans le secteur de La Ferté Macé, autour du porphyre à molybdène de Beauvain auquel sont associées des minéralisations aurifères et polymétalliques. (RP-33133-FR, BRGM, 1991). Dans ce secteur, il n'est pas exclu que les eaux drainant l'encaissant briovérien soient également affectées par la présence d'arsenic. La présence d'arsenic a ainsi été quantifiée dans les eaux du secteur de Beauvain (02125X0007, 02125X0050 – max 2 µg/l) et la Bunoudière (02125X0015, 02125X0016 (max 10 µg/l)).

Dans le secteur de Bagnoles-de-l'Orne, on trouve également la présence d'arsenic dans les ouvrages captant les flyschs briovériens métamorphisés (02493X0006 et 02493X0007 ; jusqu'à 7,5 µg/l). On peut faire l'hypothèse que sa présence est très probablement en lien avec les circulations profondes ou des altérations développées le long de filons. Cependant, la composition de l'eau thermique captée à Bagnoles-de-l'Orne (le long du contact entre les formations paléozoïques et les granodiorites) n'indique pas la présence d'arsenic dans ces eaux : médiane < 0,5 µg/l (LQ). La présence de fer est légèrement plus marquée avec une médiane de 100 µg/l, tandis que pour le manganèse la médiane est de 4,8 µg/l. On y trouve des traces de Zn (23,7 µg/l) et de Cu (2,8 µg/l). Par ailleurs, la carte géologique de Domfront n'identifie pas de telles structures filoniennes sur ce secteur.

Le secteur d'Alençon avec la présence de circulations hydrothermales autour du granit hercynien et l'ouest du secteur de Flers sont également concernés.

Domaine sédimentaire

L'arsenic étant associé au fer, il n'est pas surprenant de trouver de l'arsenic dans des formations aquifères contenant du fer (voir chapitre 3.1). Ainsi, on retrouve de l'arsenic dans les différents faciès associés à la présence de fer tel que les altérites recouvrant les formations des sables du Perche, la glauconie de base de l'Albien, la base des formations oxfordiennes (sables du Roussier de Gacé, du Vairais ou de Mortagne au Perche) et dans les niveaux à oolites ferrugineuses (marnes callovo-oxfordiennes, base du Callovien ; sables rouges des formations du Keuper – Pliensbachien – Toarcien) (voir Annexe 2).

Les faciès présentant naturellement le plus d'arsenic sont la nappe de la Craie (sous-groupe 2) (centile 90 : Craie : 5,7 µg/l), les sables du Perche (centile 90 : 3 µg/l) et l'Oxfordien (sous-groupe 3) (centile 90 : groupe : 3,6 µg/l), et l'aquifère du Dogger (Aalénien-Bajocien-Bathonien) (centile 90 : 2,1 µg/l). La présence de fer étant notable dans ces aquifères, il n'est pas étonnant de rencontrer de l'arsenic auquel il est généralement associé dans les roches.

Au niveau du Bajocien, on trouve deux captages (02516X0077/FAEP92, 02516X0055/P1) riches en fluor au sud d'Alençon avec des concentrations en arsenic élevées (maximum 7 et 4 µg/l). La localisation de ces ouvrages à proximité du contact avec le granite hercynien, va dans le sens d'une origine de l'arsenic liée aux sulfures associés aux plutons mancelliens (Baize et Mazenc, 1995).

⁵ <http://sigminesfrance.brgm.fr/>

La nappe de la Craie étant le principal aquifère concerné par la présence d'arsenic, on note des concentrations supérieures à la norme de potabilité (10 µg/l) dans certains captages du sud-est du département (Moutiers-au-Perche, Le Mage).

A proximité de Saint Ouen de la Cour dans le sud-est du département, plusieurs qualitomètres traversant les sables du Perche présentent des teneurs en arsenic jusqu'à 17 µg/l. Une ancienne carrière à ciel ouvert, située à proximité, devenue par la suite un centre de traitement et de valorisation des déchets pourrait être à l'origine des concentrations relevées sur ces ouvrages : soit, l'arsenic provient des déchets stockés, soit la mine à ciel ouvert a entraîné une remobilisation des métaux présents dans les formations argilo-sableuses du Perche (Cénomaniens) ou dans les cuirasses d'altération.

Dans ce secteur du Perche, Il est également à noter que dans les sédiments des cours d'eau (Avre, Eure, Risle, Iton), la présence de l'arsenic peut également être retrouvé, et même associé, à d'autres métaux comme le Zn, Cd, V par exemple (Gardes et al., 2020 et Gardes, 2021). Leur présence serait à relier aux activités d'exploitations minières et anciennes forges – cf. paragraphe 3.2.1.

3.3.3. Thallium (Argentan et Alençon)

Suite à la découverte de thallium dans des AEP du Calvados, l'ARS Normandie a mené une enquête à l'échelle régionale sur la présence de thallium dans les eaux souterraines. En complément l'Agence de l'Eau avait réalisé une campagne régionale de mesure en 2013. La conclusion de l'étude (Illustration 42) a montré que 15 points d'eau présentaient des concentrations en thallium supérieures ou égales à 0,1 µg/L. Ces points se situent au droit des aquifères du Bathonien et du Bajocien du Calvados et de l'Orne. Une concentration en thallium de 0,2 µg/L a également été mesurée dans les eaux issues des formations du Cambrien et du Briovérien.

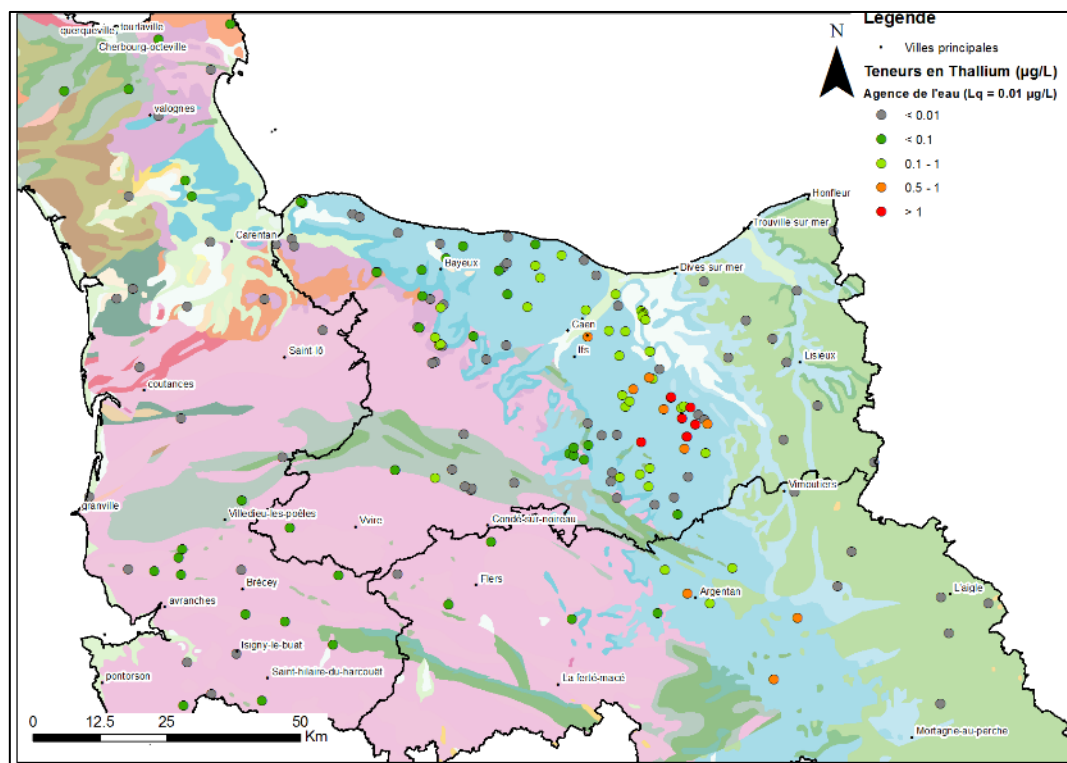


*Illustration 42 : Analyses du thallium (données acquises en 2013), carte géologique au 1/1 000 000^{ème}
(d'après Rapport Brqm RP-63615-FR)*

En 2012, l'ANSES concluait sur un manque de connaissance sur cet élément chimique, tant sur sa toxicité que sur sa présence dans l'environnement et dans les eaux souterraines. L'agence de protection environnement des Etats-Unis (US EPA) a défini une concentration maximum pour la consommation d'eau potable à 2 µg/L. Le Canada est également en train de légiférer sur le thallium⁶.

Le thallium d'origine naturelle est principalement associé aux sulfures (pyrite, galène, sphalérite, chalcopryrite). Son comportement dans les eaux est donc à envisager en fonction de la stabilité des sulfures. Ce processus est particulièrement important dans les zones à l'interface entre les environnements oxydants et réducteurs et notamment entre les aquifères libres et captifs. Dans ces zones, on peut rencontrer de plus fortes concentrations en éléments traces comme l'uranium, le thallium, le sélénium ou encore l'arsenic qui sont des éléments contrôlés par les conditions d'oxydo-réduction.

Dans les eaux souterraines, les sulfures peuvent être notamment déstabilisés (i.e. oxydés) par des arrivées d'eau contenant de l'oxygène (oxygène dissous) ou des agents oxydants (par exemple le nitrate). Néanmoins, les éléments traces libérés suite à la déstabilisation des sulfures peuvent être rapidement immobilisés en raison de leur piégeage par les phases solides, comme les oxydes de fer et de manganèse qui précipitent ou bien sur les argiles et la matière organique par des mécanismes d'adsorption. Lorsque la nappe est libre, des remobilisations secondaires peuvent avoir lieu dans la zone de battement de la nappe avec l'alternance de conditions oxiques/anoxiques qui peuvent à leur tour réduire les oxydes de fer et manganèse et ainsi relarguer les éléments piégés lors de la phase d'oxydation. Dans les aquifères soumis au rabattement de la nappe dans les zones de pompage, il est possible d'observer l'alternance de conditions d'oxydo-réduction qui vont favoriser la mobilisation des éléments traces associés aux sulfures en conditions réductrices ou aux oxy-hydroxydes en conditions oxydantes.

Sur le territoire de l'Orne, la présence de thallium est confirmée par les données. Du thallium est quantifié dans certains ouvrages captant l'aquifère du Bajocien-Bathonien avec des concentrations comprises entre 0,05 et 3 µg/l. Trois ouvrages ayant fait l'objet d'une campagne unique entre 2017 et 2018 (une analyse par point) sont à signaler avec des concentrations supérieures à 0,9 µg/l : 02516X0051/F2 et 02516X0077/FAEP92 (secteur Alençon) et 02131X0030/FE389 et 02124X0032/F4 (secteur d'Argentan). Il existe d'autres captages présentant des concentrations comprises entre 0,1 et 0,5 µg/l sur la nappe du bajo-bathonien.

Certains captages, ayant des concentrations moyennes d'environ 0,5 µg/l, (02133X0012/F-AEP9, 02516X0055/P1, 02881X0007/F2, 02137X0011/S1, 02124X0010/F1), sont des points d'eau pour lesquels d'autres polluants organiques ont été quantifiés. Il convient donc d'être prudent sur une origine naturelle dans ces ouvrages en l'absence de définition du fond hydrogéochimique pour cet aquifère. En effet, selon les contextes, une origine anthropique ne doit pas être exclue. Le thallium est utilisé en métallurgie et dans divers alliages mais également comme insecticide.

Dans une moindre mesure, on peut trouver du thallium dans les eaux de la nappe de Craie (02535X0008 ; 0,51 µg/l) dans un captage également impacté par des polluants organiques (pesticides, PCE).

Dans les autres aquifères, le thallium est présent en faibles concentrations (<0,05 µg/l).

Suite aux études conduites par Gaillard et Pay (2013) et par le Brgm (RP-63615-FR, Laurent et al., 2014), deux contextes géologiques ont été identifiés comme pouvant expliquer la présence de thallium dans les formations du Bajo-bathonien : d'une part des secteurs où sont reconnus les

⁶ [Ébauche d'évaluation préalable Le thallium et ses composés - Canada.ca](#)

synclinaux paléozoïques sous la couverture du Jurassique et d'autre part certains niveaux des calcaires du Bajo-bathonien situés le long d'un axe nord-sud localisé au pied de la cuesta des pays d'Auge.

Gaillard et Pay (2013) ont notamment identifié des concentrations entre 0,7 et 4,7 µg/l en thallium dans les eaux drainant les formations situées sous la caillasse de Fontaine Henry.

L'origine naturelle du thallium dans ce contexte serait donc liée à la discordance varisque où les formations paléozoïques et protérozoïques pourraient constituer la source primaire de thallium (circulations profondes). La présence d'indices polymétalliques, à Pb-Zn, à Ag et à As, confirme le potentiel de ces formations à porter des sulfures. Les formations jurassiques sus-jacentes (voire triasiques si présentes) seraient des sources secondaires où le thallium aurait pu s'accumuler au même titre que le fer, tels que l'illustrent les indices de fer dans ces formations. Les circulations de fluides, dans ou à proximité de la couverture jurassique, sont quant à elles démontrées par la répartition des indices à barytine (sulfates de baryum). Ces minéralisations montrent l'influence de circulations post-paléozoïques avec des fluides sulfatés probablement issus de la décomposition des sulfures ce qui permettrait la remobilisation de thallium dans le réservoir carbonaté (cf. Illustration 33, RP-63615-FR).

La problématique soulevée par les études menées entre 2012 et 2014 relevait d'une contamination des eaux destinées à l'AEP suite à la mobilisation de thallium. Celle-ci pourrait être expliquée également par une modification des conditions d'oxydo-réduction liées à une modification des équilibres hydrogéochimiques en lien avec l'exploitation des captages (Wuillemier et Lions, 2014). En effet, la désaturation des niveaux anoxiques ou l'arrivée d'eau contenant de l'oxygène entraînerait l'oxydation des sulfures (utiles à la dénitrification) mais aussi l'apparition d'éléments traces (en particulier si ressource exploitée est captive).

Il est donc recommandé de ne pas négliger le suivi de ces éléments lors de l'utilisation des ouvrages exploitant des ressources en eaux souterraines dans ce type de contexte.

3.3.4. Sélénium

Le sélénium dans les eaux naturelles se trouve généralement en concentration très faible (< 1 µg/L). Toutefois les eaux souterraines peuvent présenter des valeurs plus fortes du fait des interactions d'altération eau-roche. Le sélénium est particulièrement mobile en conditions oxydantes. Le séléniate (Se(VI)) est la forme la plus disponible et mobile dans l'environnement donc les conditions propices pour la présence de concentrations élevées en sélénium dans les eaux sont oxydantes et alcalines.

La principale source naturelle du sélénium dans les eaux sont les sulfures ou les oxydes métalliques contenant du Se adsorbé, tout particulièrement Se(IV). Le charbon est également une source primaire de Se. Les concentrations les plus fortes sont observées à la limite des eaux oxydées et des milieux réducteurs.

Plusieurs études ont déjà montré que, dans le Bassin parisien, l'origine du sélénium est principalement naturelle. Le sélénium est associé aux formations géologiques riches en sulfure et matière organique (Gourcy et al., 2009, 2011).

On retrouve du sélénium dans l'ensemble des eaux souterraines du territoire. Les valeurs les plus élevées sont observées dans les eaux captant l'Oxfordien (max : 6 µg/l), la nappe de la Craie (max 4 µg/l), les sables du Perche et l'aquifère de l'Aalénien, Bajo-Batho (max : 2 µg/l). On peut trouver une occurrence (<1,5 µg/l) dans les flyschs du Briovérien et la nappe des altérites.

Sur le territoire de l'Orne, les concentrations restent inférieures à la norme de potabilité (10 µg/l).

3.3.5. Baryum et fluor

Les concentrations en baryum les plus fortes (~500 µg/l) sont rencontrées dans les eaux souterraines des carbonates du Jurassique moyen et supérieur, des valeurs intermédiaires sont retrouvées dans les granitoïdes et formations du paléozoïque (15-35 µg/l) et faibles (< 10 µg/l) dans craie (Illustration 43). Attention, toutefois car ce paramètre est plutôt peu recherché dans les eaux souterraines (peu d'analyses disponibles). A noter que les concentrations en baryum relevées dans le département ne dépassent pas le seuil de qualité de 700 µg/l.

Pour le fluor, la distribution géographique semble à peu près identique, on constate également que les plus fortes valeurs (1,3 mg/l) se rencontrent dans les carbonates jurassiques, des valeurs intermédiaires (0,25 à 0,5 mg/l) sont retrouvées dans les granitoïdes, les flyschs briovériens et formations du paléozoïque et des valeurs faibles (< 0,25 mg/l) dans la craie (Illustration 44). La limite à ne pas dépasser pour les eaux destinées à la consommation humaine est de 1,5 mg/l, cette limite n'est donc pas atteinte.

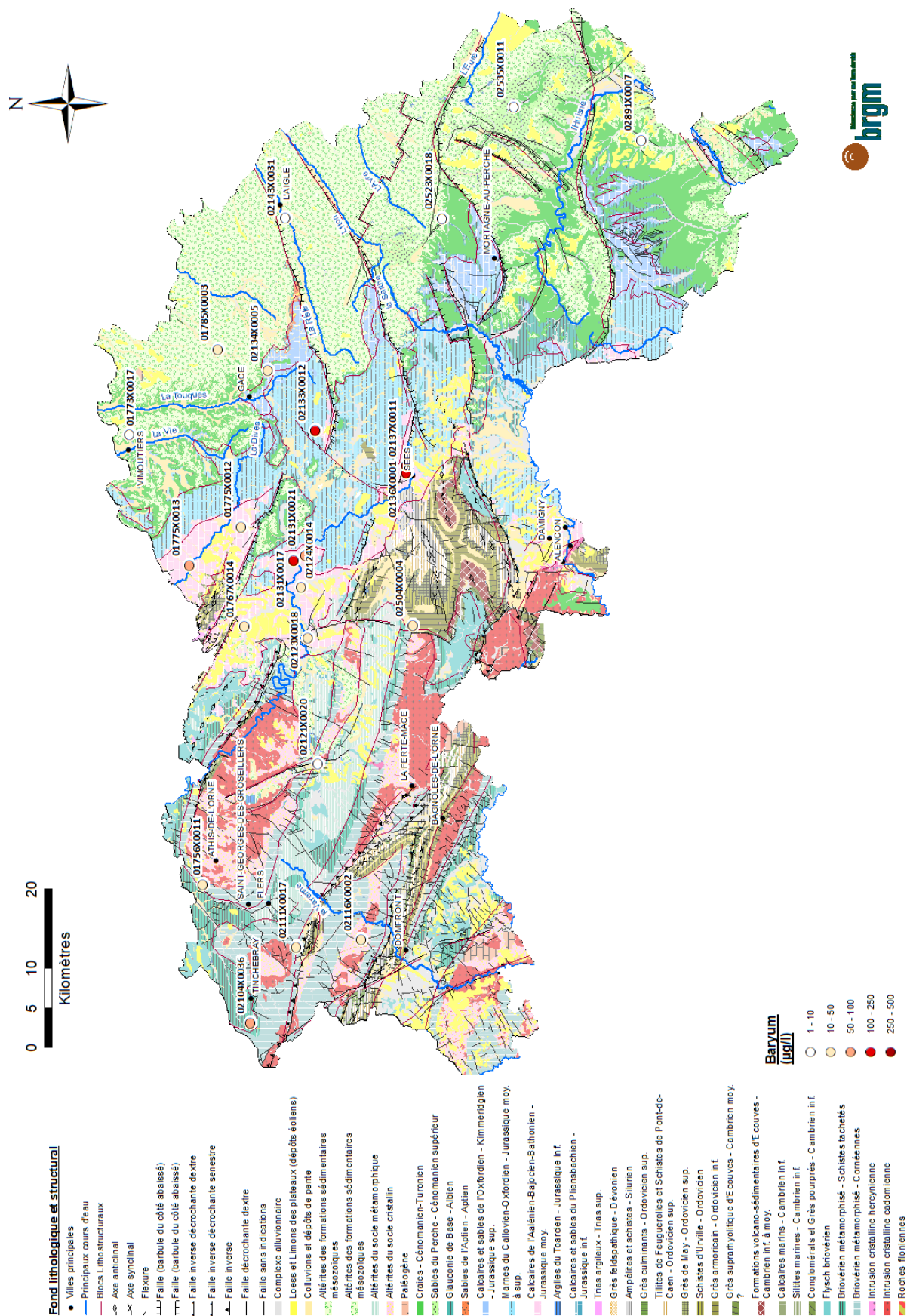
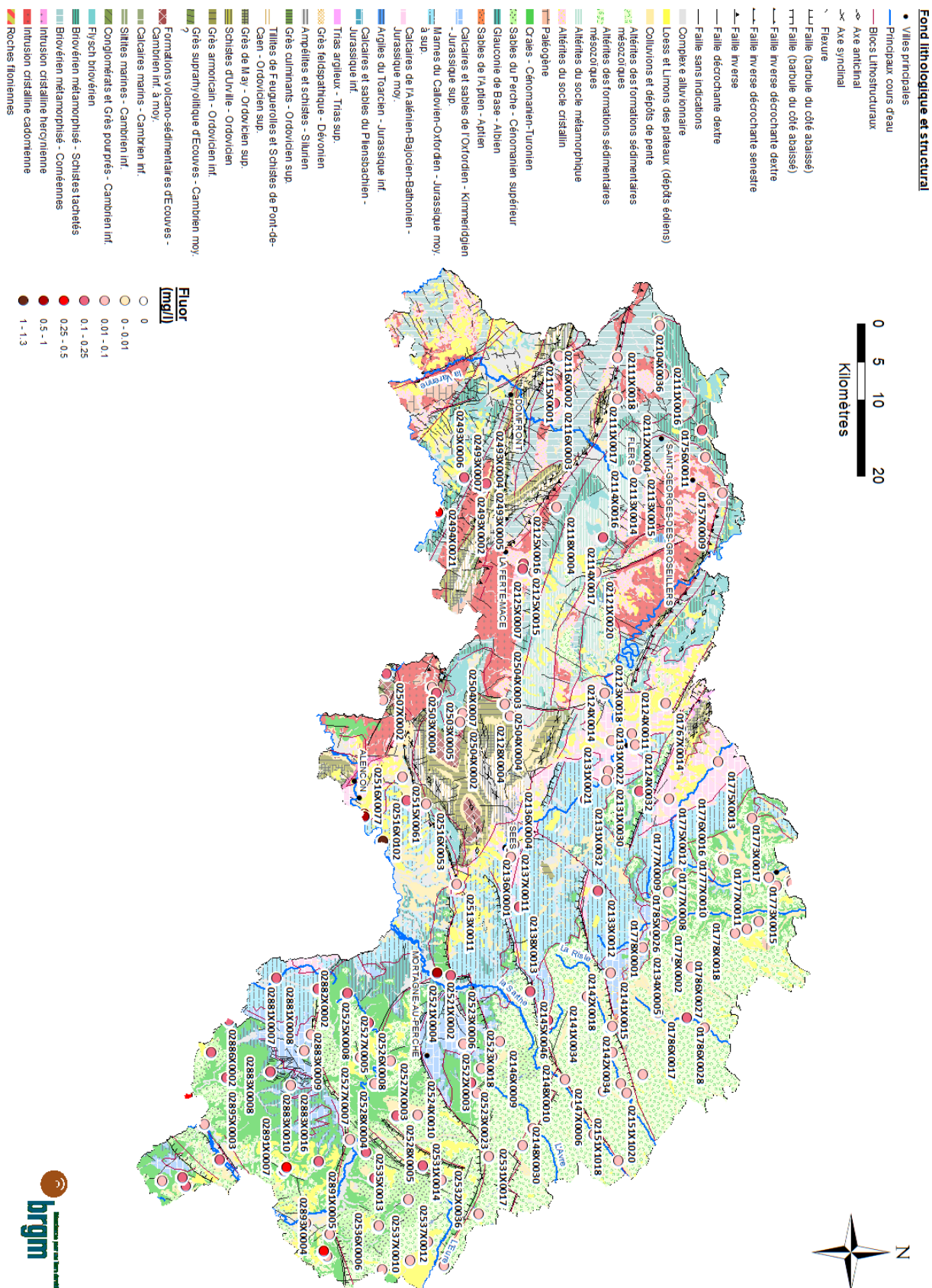


Illustration 43 : Concentration en baryum (valeur médiane calculée sur la période en µg/l, en intégrant les valeurs non quantifiées (LQ/2))



3.4. RADIOACTIVITE

La radioactivité est le phénomène physique par lequel des atomes instables, appelés des radionucléides se transforment en d'autres atomes par désintégration et en émettant différents types de rayonnement. Il existe plusieurs types de désintégrations : la radioactivité alpha (émission d'un noyau d'hélium), la radioactivité beta (émission d'un rayonnement constitué d'un électron ou d'un positron) et le rayonnement gamma (ou rayons X).

Il existe des radionucléides naturels dans notre environnement, dans l'atmosphère (carbone 14⁷, radon 222), dans la croûte terrestre (uranium (238, 235, 234), thorium (234, 230), radium 226...) et notre alimentation (potassium 40).

Un échantillon radioactif se caractérise par son activité qui est le nombre de désintégrations de noyaux radioactifs qui se produisent en son sein par seconde. L'unité d'activité est le becquerel, de symbole Bq.

3.4.1. Uranium

Compte tenu de la toxicité chimique de l'uranium, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a proposé une valeur guide provisoire de 15 µg/L, au-delà de laquelle il conviendrait de prendre des mesures correctives. La Directive relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (2020/2184) impose une valeur paramétrique pour évaluer la qualité des eaux destinée à la consommation humaine de 30 µg/l à appliquer en 2026.

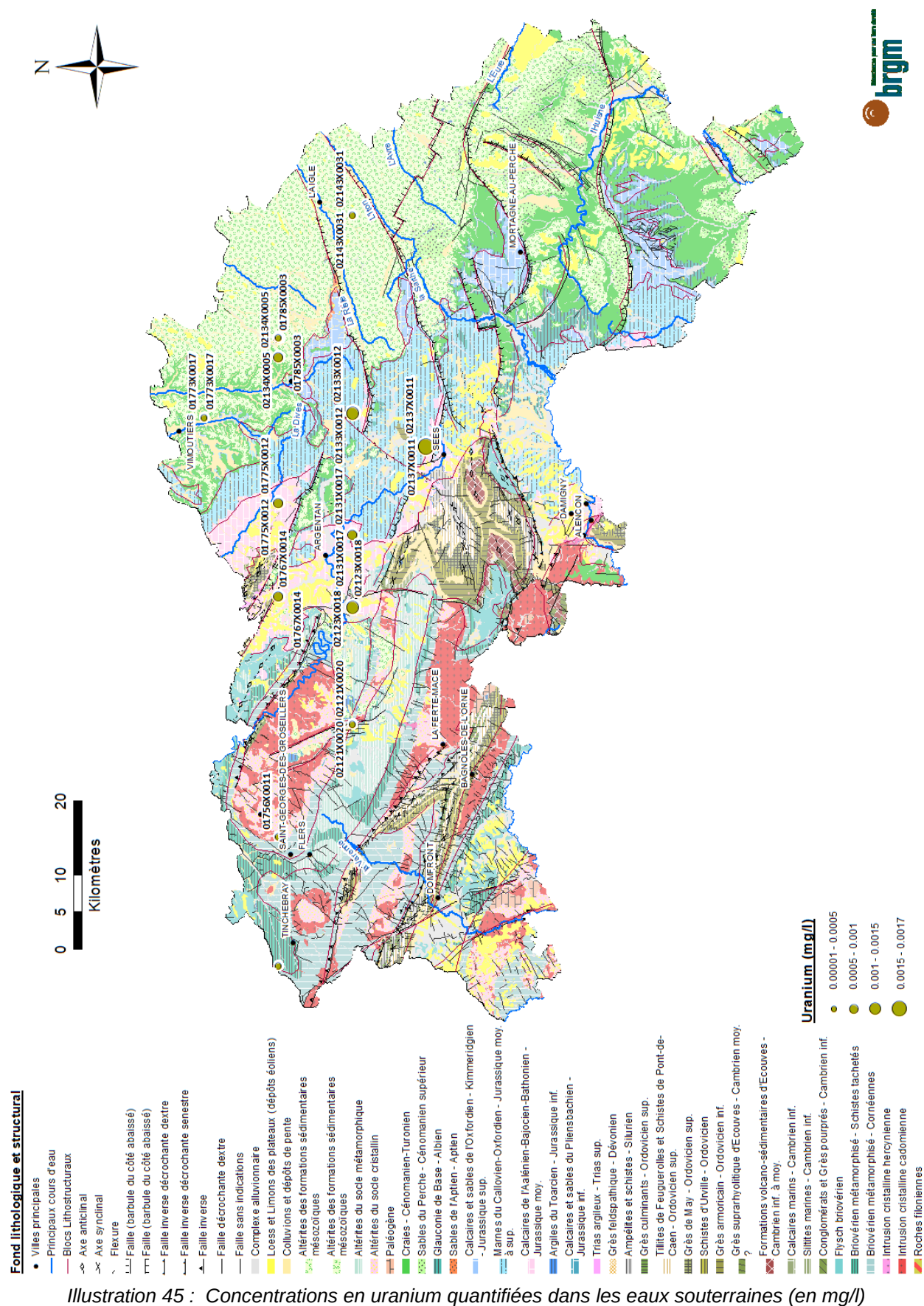
Sur le plan de la radio-toxicité, la présence d'uranium à hauteur de 15 µg/L dans une eau de boisson conduirait à une dose annuelle par ingestion très inférieure à la référence de qualité de la DTI fixée actuellement à 0,1 mSv/an pour les eaux potables en France. La dose totale indicative (DTI) correspond à la dose d'exposition aux rayonnements ionisants attribuable à l'ingestion d'eau pendant une année.

L'étude menée par le Brgm (RP-54772-FR, Tourlière, 2006) a montré qu'en ex-région Basse Normandie, les teneurs en uranium dans les roches étaient significatives (> 3 ppm) pour les formations suivantes : siltites et argilites lustrées du Briovérien, les Grès à Playtyorthis (Dévonien, Paléozoïque) et les calcaires à spongiaires et argiles à poissons du Jurassique (Illustration 46).

De l'uranium a été quantifié dans les aquifères de la Craie et de l'Oxfordien dans de faibles concentrations (< 0,65 µg/l) ; des concentrations un peu plus importantes ont été enregistrées dans les eaux de l'aquifère de l'Aalénien, Bajo-bathonien (maximum : 1,7 µg/l).

L'ensemble des valeurs quantifiées sur le département restent significativement inférieures à la valeur guide (Illustration 45).

⁷ Créé en permanence par le rayonnement cosmique.



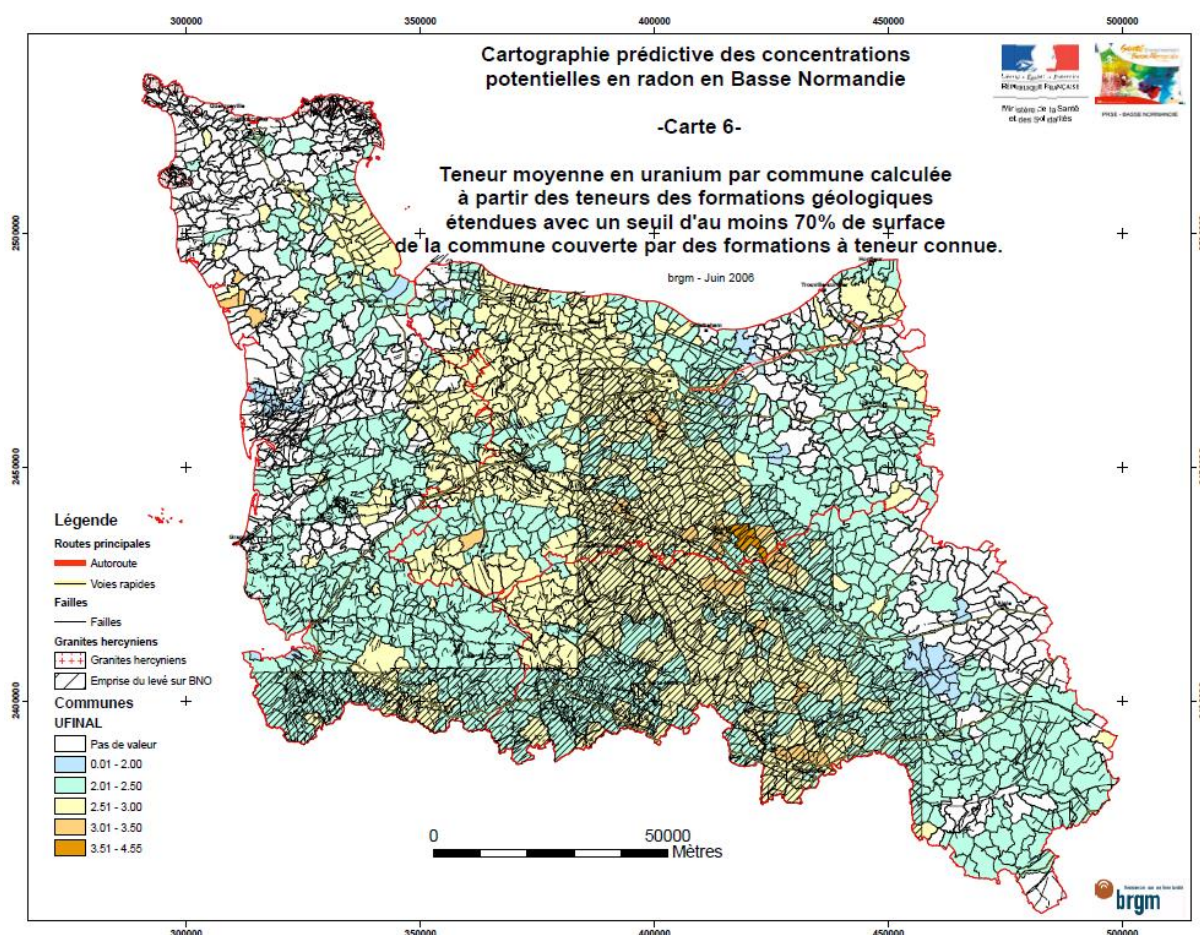


Illustration 46 : Carte estimative des teneurs moyennes en uranium par commune (RP-54772-FR)

3.4.2. Radon

Le radon est un radionucléide gazeux d'origine naturelle. Il provient de la désintégration du radium, lui-même issu de la désintégration de l'uranium (235, 238) et du thorium 232 contenu dans la croûte terrestre. Sa concentration varie selon la nature géologique du sol et notamment de la teneur en uranium. Il émane essentiellement des sous-sols granitiques et volcaniques et se diffuse dans l'atmosphère à partir du sol ou de l'eau où il peut être dissous.

Le radon concerne la santé publique. Bien qu'il soit rapidement dilué dans l'atmosphère dans des environnements ouverts ou bien ventilés, son accumulation, dans des systèmes confinés tels que des bâtiments, peut conduire à des teneurs élevées dangereuses pour la santé humaine.

Le radon possède trois isotopes (radon 219, radon 220, radon 222). Celui issu de la désintégration de l'uranium 238, le radon 222 est le plus présent dans l'atmosphère en raison de sa période radioactive suffisamment longue (3,8 jours) pour lui permettre de migrer vers la surface.

Dès que l'eau est en contact avec l'air, un phénomène de dégazage se produit, en particulier entre la ressource et le robinet du consommateur (ex : dans les châteaux d'eau, lors du soutirage au robinet). Une recommandation européenne⁸ incite les Etats membres à fixer un niveau de

⁸ Recommandation du 20 décembre 2001 concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable, JOUE du 28/12/2001.

référence pour le radon au-delà de 100 Bq/L afin de déterminer si des actions correctives sont nécessaires, et à mettre en œuvre des mesures correctives au-delà de 1 000 Bq/L.

Les failles sont connues pour favoriser les remontées de radon car elles constituent des chemins préférentiels pour les fluides. A l'échelle régionale, une étude menée par le Brgm (RP-54772-FR, Tourlière, 2006) a ainsi montré que des zones intensément faillées peuvent présenter un risque de radon élevé (Illustration 47).

D'une manière générale, une occurrence possible dans les aquifères de socle avec des concentrations nécessitant des investigations sur de possibles actions correctives avait été soulignée pour :

- Les formations du Paléozoïque (100 à 570 Bq/L)
- Aquifères des granitoïdes et cornéennes (100 à 235 Bq/l)
- Nappe des altérites (108 à 139 Bq/l)

Ainsi, un risque fort radon avait été évalué notamment à l'ouest de la Ferté-Macé sur le département de l'Orne et à proximité de Falaise (Calvados) et le long de la zone Bocaine.

Au contact avec le granite hercynien d'Alençon, on retrouve également du radon dans le forage captant l'aquifère du Bajocien (BSS000TTAV - 02516X0055/P1) (222 Bq/L). Il s'agit d'une eau très minéralisée, illustrant de probables remontées thermales en lien avec le pluton mancélien. Ce secteur est également identifié par l'étude Radon (RP-54772-FR, carte 9). L'origine thermique du radon est également constatée sur les captages de Saint Ursin à Bagnoles de l'Orne (BSS000TSEX, 02502X0523/PE ; BSS000TSEM - 02502X0512/SOURA1).

A partir des données disponibles dans ADES (2019-2020), on note que les qualitomètres présentant de fortes concentrations en radon (Illustration 47) correspondent à la partie ouest du département en relation avec la zone de socle. Il s'agit notamment des secteurs pour lesquels une forte densité de failles avait été identifiée mais avec un aléa radon faible lors de l'étude Brgm (RP-54772-FR). Ces résultats ne sont pas contradictoires, en effet l'étude Brgm avait été conduite pour évaluer le risque pour les bâtiments, donc une émanation du radon en surface. Dans le cas des eaux souterraines, de fortes teneurs en radon sont observées dans des aquifères au sein desquels du radon est : soit produit, soit accumulé. Les formations aquifères identifiées sont cohérentes avec l'étude Brgm (RP-54772-FR) puisque les termes sources sont principalement identifiés dans les formations paléozoïques et les granites et altérites.

De plus, les communes sur lesquelles du radon est présent en teneurs > 100 Bq/l correspondent à des communes sur lesquelles le Brgm (RP-54772-FR, carte 12) avait identifié des anomalies en uranium (> 1 eppm). Les concentrations les plus fortes sont notamment sur le secteur de la Ferté Macé, Saint Ursin, la Lande de Goult et l'est d'Alençon.

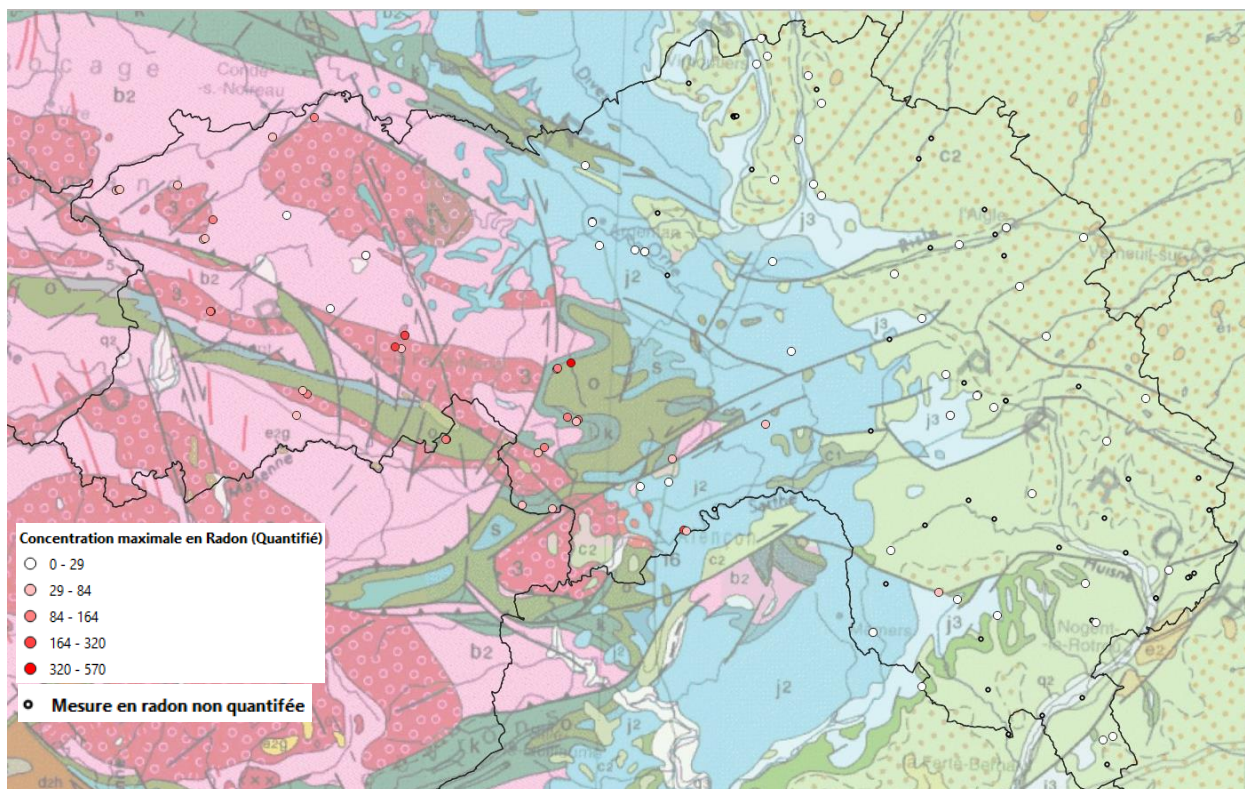


Illustration 47 : Concentrations en radon mesurées dans les eaux souterraines (en Bq/L).

3.4.3. Activité alpha et beta⁹

Les valeurs guides recommandées pour les activités alpha et bêta¹⁰ globales sont : Alpha globale < 0,1 Bq/l et Bêta globale < 1 Bq/l.

Activité alpha

On note le dépassement de la norme sur 3 ouvrages captant l'aquifère du Dogger, deux sont localisés dans le secteur d'Alençon (02516X0055/P1 (Rn > 100 Bq/L), 02516X0077/FAEP92 (pas d'analyse radon) et un près d'Argentan (02131X0030/FE389).

Les mesures réalisées sur les émergences thermales confirment également la présence de radionucléides dans les eaux profondes (Grande Source de Bagnole de l'Orne : 0,15 Bq/l) en zone de socle, cette activité est notamment associée à la présence de radon dans ces eaux.

⁹ indice d'activité bêta global (ou alpha global) est un indice destiné à déceler une augmentation de l'ambiance radioactive d'un milieu (air, eau ou matrice biologique). Cet indice ne correspond pas à la somme des activités des radionucléides émetteurs bêta (respectivement alpha) contenus dans l'échantillon analysé et ne permet pas de déterminer les radionucléides en présence (IRSN)

¹⁰ Arrêté du 12 mai 2004 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (dépôts éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Craies - Cénomaniens-Turonien
- Sables du Perche - Cénomaniens supérieurs
- Glauconie de Basse - Albien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien
- Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Aalénien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Tardien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliensbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Ampélites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Feuguierolles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Urville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès suprarhyolitique d'Ecoves - Cambrien moy.
- ?
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecoves - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches flonniennes

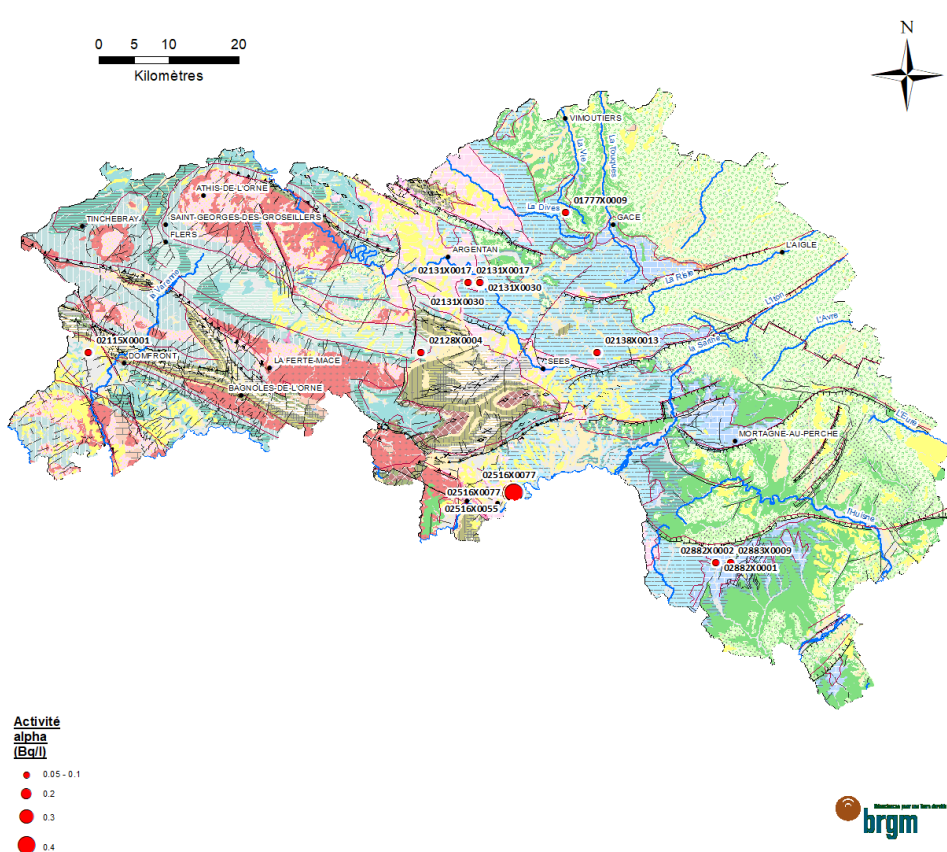


Illustration 48 : Activité alpha mesurée dans les eaux souterraines (Bq/l)

Activité beta et potassium 40

Conjointement au potassium 40, on note deux ouvrages (02886X0001 et X0002) situés sur la commune de Pouvrai (au sud de Mamers et Bellême) captant l'aquifère oxfordien marqué par une activité bêta (0,21 à 0,22 Bq/l) qui reste néanmoins inférieure à la valeur guide (1 Bq/l).

Il s'agit de deux ouvrages captant les grès et calcaires coralliens situés au-dessus des sables du Vairais.

D'autres mesures réalisées sur les émergences thermales de Bagnoles-de-l'Orne montrent également une légère radioactivité (0,28 Bq/l) qui reste également inférieure aux normes.

3.5. POLLUANTS ORGANIQUES

Sur le territoire, depuis 2010, les dépassements des seuils de qualité vis-à-vis des polluants organiques (voir Annexe 3) sont principalement causés par des molécules d'origine phytosanitaires. Il s'agit principalement de la famille des triazines et métabolites mais également des acétamides et métabolites (ex : métolachlore, métazaclore, alachlore), des amides (oxadixyl, 2,6-Dichlorobenzamide), des triazoles (benzotriazole) et d'autres produits phytosanitaires tels que l'AMPA, bentazone, dinoterbe, glyphosate, bromacile, CGA 354742, diuron, Ethidimuron, chloridazone.

Concernant les polluants organiques autres que phytosanitaires, on note des dépassements associés aux COHV et solvants chlorés (trichloroéthylène (TCE), Dichloroéthylène) et les trihalométhanes (Chloroforme, bromoforme, Dibromochloromethane, Dichloromonobromo-méthane), et HAP (Benzo(a)pyrène, naphtalène).

3.5.1. Produits phytosanitaires

L'étude BRGM (RP-60402-FR - Lopez, 2012) présente une analyse détaillée des tendances à l'échelle du bassin Seine-Normandie, incluant les masses d'eau à l'est du département de l'Orne. Elle montre ainsi qu'à l'échelle du bassin Seine-Normandie, le département de l'Orne est moins impacté par la présence de pesticides dans les eaux souterraines.

Les pesticides incluant les substances actives entrant dans la composition des produits phytopharmaceutiques ou produits phytosanitaires sont d'usage généralement agricole, mais les communes, les collectivités et les particuliers en font, ou en ont fait, également usage¹¹. Ces molécules mères et certains de leurs métabolites (produits de transformation) sont recherchés, souvent depuis de très nombreuses années, dans les différents réseaux de suivis (ceux relevant de l'application de la Directive Européenne cadre sur l'eau (DCE) ou relevant du contrôle sanitaire (ARS)).

¹¹ La loi n° 2014-110, dite loi "LABBÉ" du 6 février 2014, encadre l'utilisation des produits phytosanitaires sur l'ensemble du territoire national. Depuis le 1er janvier 2017, elle interdit les usages de produits phytosanitaires à l'ensemble des personnes publiques, à savoir : - l'État ; les collectivités territoriales et leurs regroupements ; les établissements publics. Cette interdiction vise l'entretien des espaces verts, les voiries, les promenades et les forêts, ouverts au public. En revanche, certains espaces ne sont pas concernés par cette loi, notamment les infrastructures de transport ainsi que les terrains de sport (non assimilables à un espace vert ou à une promenade). Ne sont pas concernés par cette loi les espaces gérés par des structures privées, les espaces appartenant à des structures publiques dont l'accès est fermé au public ou encore les espaces publics qui ne sont pas considérés comme des espaces verts. Pour une partie des terrains de grands jeux, de tennis sur gazon, d'hippodromes, de golfs, l'interdiction est cependant repoussée au 1er janvier 2025. Depuis le 1er janvier 2019, l'interdiction s'étend aux particuliers. Les jardiniers amateurs ne peuvent plus utiliser ni détenir de produits phytosanitaires sauf ceux de biocontrôle, à faibles risques et autorisés en agriculture biologique.

En dehors de quelques exceptions, la valeur seuil définie pour évaluer l'état chimique des masses d'eau souterraine dans le cadre de la DCE est de 0,1 µg/l par substance individuelle (arrêté modifié du 17 décembre 2008). Cette valeur seuil (associée à une somme des pesticides maximum de 0,5 µg/l) correspond également à la limite de potabilité définie pour les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) (Directive EU 2020/2181 du 16 décembre 2020 pour laquelle les Etats Membres ont deux ans pour une transposition au niveau national au plus tard le 12 janvier 2023) relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine) à l'exception de l'aldrine, de la dieldrine, de l'heptachlore et de l'heptachlorépoxyde, molécules plus dangereuses pour lesquelles la limite de qualité est fixée à 0,03 µg/L. Dans cette directive : *par «pesticides», on entend : — les insecticides organiques, — les herbicides organiques, — les fongicides organiques, — les nématocides organiques, — les acaricides organiques, — les algicides organiques, — les rodenticides organiques, — les produits anti-moisissures organiques, — les produits apparentés (notamment les régulateurs de croissance), et les métabolites, tels que définis à l'article 3, point 32), du règlement (CE) no 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil (1), qui sont considérés comme pertinents pour les eaux destinées à la consommation humaine. Un métabolite de pesticide est jugé pertinent pour les eaux destinées à la consommation humaine s'il y a lieu de considérer qu'il possède des propriétés intrinsèques comparables à celles de la substance mère en ce qui concerne son activité cible pesticide ou qu'il fait peser (par lui-même ou par ses produits de transformation) un risque sanitaire pour les consommateurs.* De plus, cette directive spécifie que « Les États membres définissent une valeur indicative aux fins de la gestion de la présence de métabolites non pertinents de pesticides dans les eaux destinées à la consommation humaine ».

Dans le cadre de la surveillance des eaux souterraines, 15 familles de pesticides différentes sont usuellement recherchées : les triazines, les organochlorés, les urées substituées, les organophosphorés, les métabolites des triazines, les carbamates, les amides, les nitrophénols et alcools, les aryloxyacides, les triazoles, les pyréthrinoides, les tricétones, les sulfonylurées, et les autres pesticides. Dans ce rapport, ne seront présentés que les principaux composés quantifiés à l'échelle du territoire.

Triazines et bentazone

L'usage de la plupart des triazines a été interdit en 2003. Ainsi, l'atrazine, la simazine, la cyanazine ou l'amétryne ont eu des derniers usages autorisés jusqu'en septembre 2003. A cette période, la terbuthylazine a également été retirée du marché au niveau européen avec des applications possibles jusqu'en juin 2004 pour la vigne. Au niveau européen, la substance active a, de nouveau, été autorisée. En France, 5 nouveaux produits commerciaux contenant de la terbuthylazine (en mélange de la mésotrione) sont, à ce jour, autorisés pour la culture du maïs (certains depuis 2017).

La bentazone est une molécule encore autorisée, ayant une homologation en désherbage sur les céréales et protéagineux. Elle peut donc avoir des multiples usages.

L'illustration 49 montre que les triazines et métabolites sont principalement rencontrées dans les ouvrages captant les parties libres des aquifères. On constate une large distribution de ces composés sur l'ensemble du département aussi bien en domaine de socle qu'en domaine sédimentaire. En nombre de qualitomètres impactés par la présence des triazines et métabolites, les aquifères sédimentaires les plus marqués sont : la nappe de craie, du Dogger (Aaléniens, Bajo-bathonien) et de l'Oxfordien.

L'aquifère bajocien-bathonien des plaines de Trun, d'Argentan et de Sées, ou encore l'amont des vallées de la Sarthe (Mele et Mortagne en particulier) et de la Touques (le Sap) et des zones de socles situés à proximité de secteurs faillés comme la Vère entre Flers et Condé où le secteur de

Briouze sur de la vallée de la Rouvre montrent une sensibilité particulière à ces molécules comme le montrent l'illustration 50 et l'illustration 51.

A l'inverse, la dépression du Houlme et de la Mayenne semblent relativement préservées, en zone de socle. Dans le secteur sédimentaire, les formations du bajocien-bathonien sous recouvrement des marnes calloviennes semblent également relativement préservées de ces contaminations.

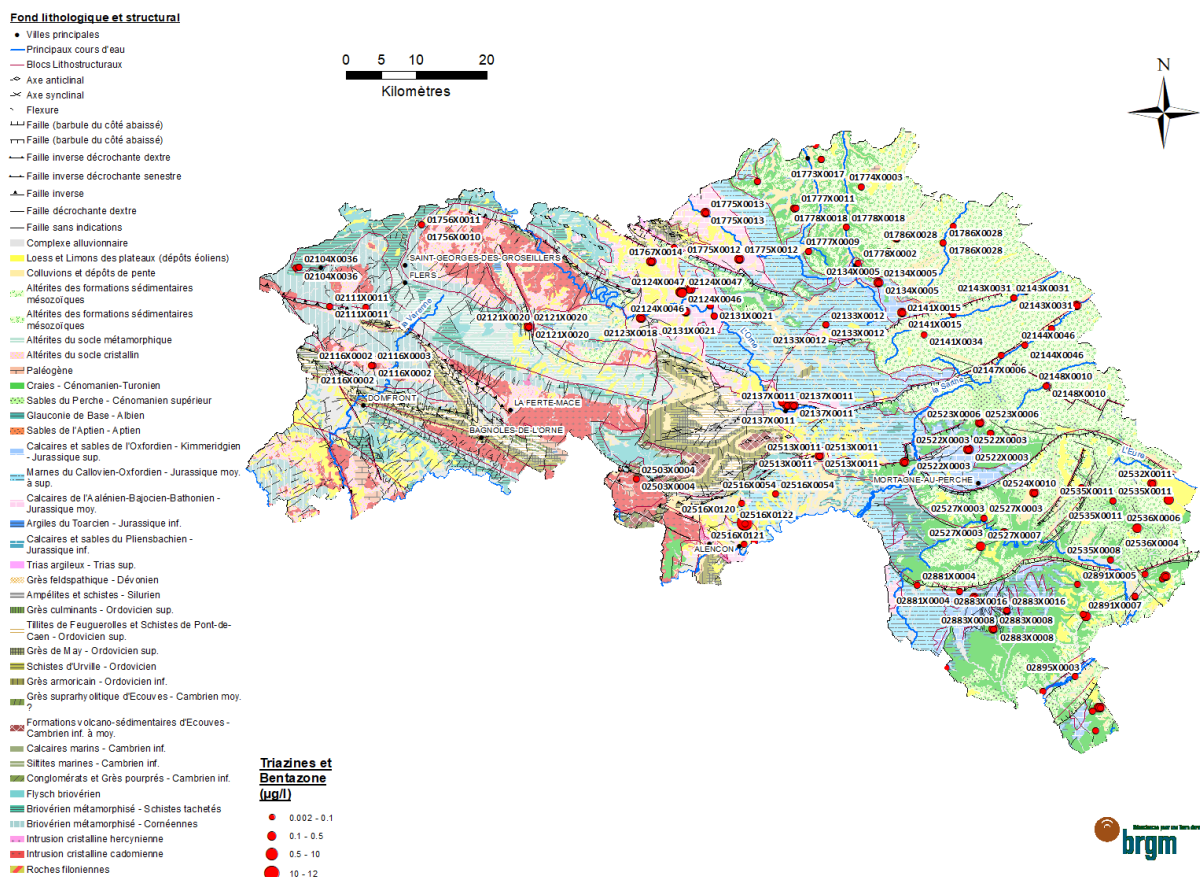


Illustration 49 : Composés de la famille des triazines et métabolites (concentrations mesurées en µg/l)

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (déposés éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Craies - Cénomaniens-Turonien
- Sables du Perche - Cénomaniens supérieur
- Glauconie de Base - Abien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien
- Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Alaénien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliensbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Ampélites et schistes - Sturien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Freuguarolles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Unville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès suprarhyolitique d'Ecouves - Cambrien moy.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecouves - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

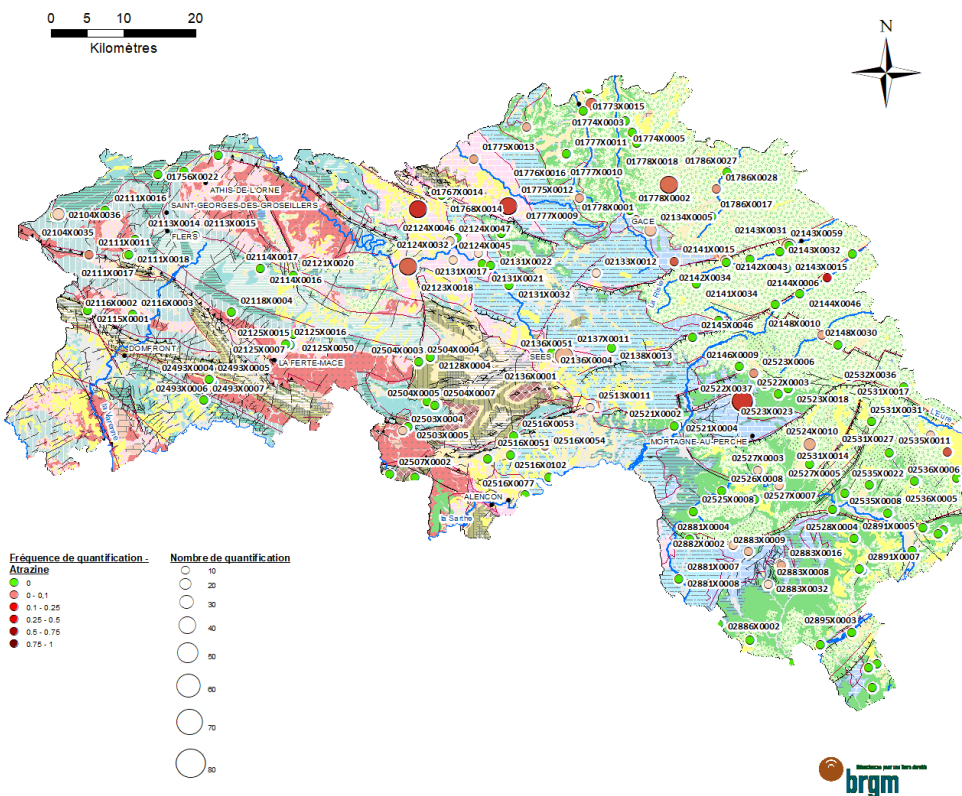


Illustration 50 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour l'atrazine (vert : non quantifié ie < LQ)

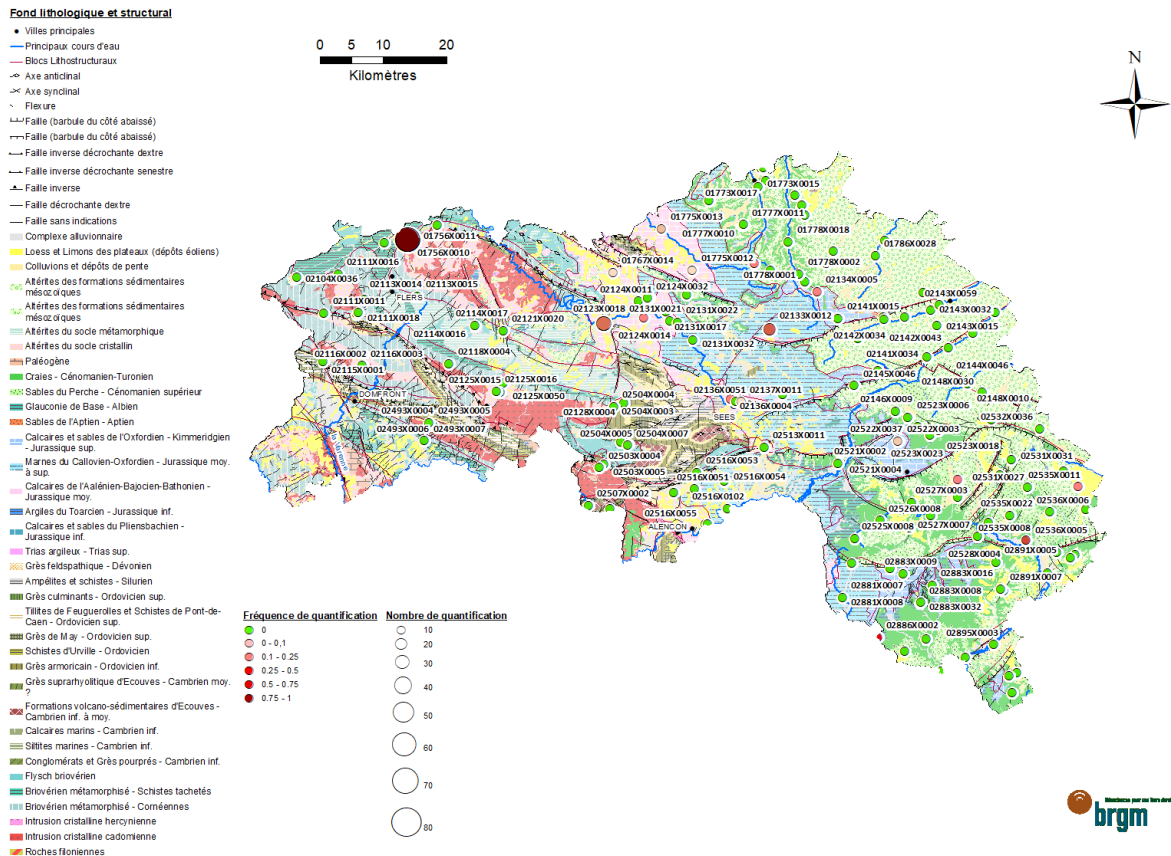


Illustration 51 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour la bentazone (vert : non quantifié ie < LQ)

Chloroacétamides et métabolites

Parmi les chloroacétamides et métabolites, on trouve l'acétochlore, acétochlore ESA, acétochlore OXA, alachlore ESA, alachlore OXA, métazachlore, métazachlore ESA, métazachlore OXA, dimétachlore, diméthachlore OXA (= CGA50266), métolachlore, métolachlore ESA, métolachlore OXA, et le diméthénamide dont les métabolites ESA et OXA ne sont pas recherchés. On trouve également les métabolites ESA et OXA du flufenacet (= thiafluamide).

Parmi les métabolites, on retrouve de façon prédominante sur le territoire, le méta-zachlore ESA et OXA, le méto-lachlore ESA et OXA, l'acéto-chlore ESA et le métabolite CGA 354742 du diméthachlore¹².

- L'acétochllore a été approuvé pour la première fois en 2000 au niveau européen et au niveau français mais la substance a été retirée volontairement du marché avec une date limite d'utilisation le 23 juin 2013.
- L'alachlore a été interdit en 2008. Au niveau français, l'avis du 9 juin 2007 précise que pour les spécialités contenant de l'alachlore, la date limite d'écoulement des stocks à la distribution est le 31 décembre 2007 et la date limite d'écoulement des stocks à l'utilisation est le 18 juin 2008.
- Pour le métolachlore, au niveau européen, en ce qui concerne le métolachlore, une interdiction d'usage existe depuis le 30/12/2003. Le S-métolachlore a été inscrit dans l'annexe I de la Directive 91/414/EEC avec une inclusion initialement jusqu'au 31/03/2015 (mais qui a été prolongée et court toujours). Le passage d'une substance à une autre a

¹² CGA 354742 : un des métabolites du diméthachlore, substance active (herbicide) de la famille des chloroacétamides autorisé depuis le 1^{er} janvier 2010

été motivé par une grande efficacité du S-métolachlore comparée au métolachlore. Il s'agit en fait d'une modification des proportions des différents isomères, au nombre de 4, dans le produit commercialisé. Le S-métolachlore est un mélange des isomères S dans une proportion de 80 à 100% et des isomères R dans une proportion de 20 à 0 %. Il convient de noter que lorsque des analyses classiques sont réalisées, tous les isomères sont dosés en même temps. Aujourd'hui les analyses peuvent donc bien être réalisées pour doser le « métochlore » (sans distinction des isomères) alors que la substance active utilisée est le S-métolachlore.

- Le diméthénamide a été introduit en 1996 d'après la base de données PPDB et est maintenant exclu de l'annexe I (SANCO/10009/2006 – rev. 2). Cette molécule n'a plus d'usage autorisé en France depuis le 22 juin 2008. Mais la substance active diméthénamide-P a des usages autorisés. Comme pour le métochlore, seule une analyse chirale spécifique permettrait de discriminer les isomères.
- Le diméthachlore et le mézachlore ont à ce jour des usages autorisés en France.

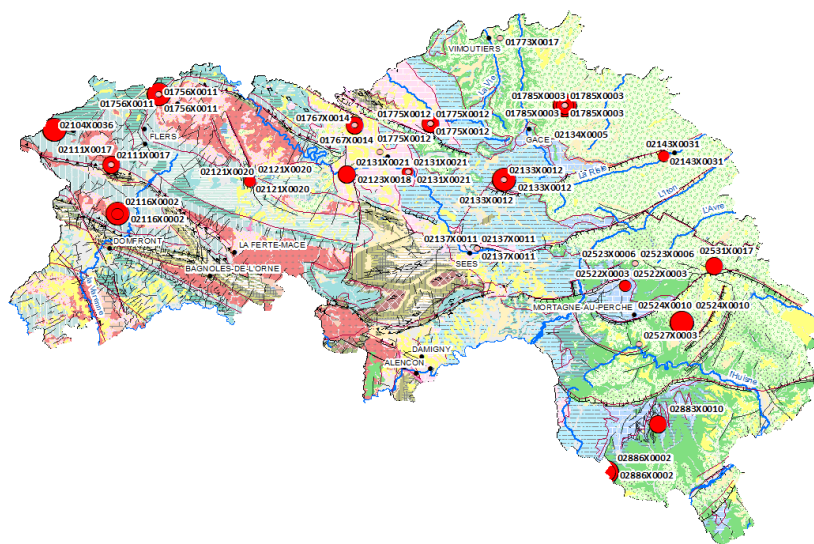
Ainsi la contamination apparaît liée à la fois à des usages anciens de substances actives mais aussi à des molécules qui ont encore des usages autorisés et des métabolites de pesticides.

Les principaux aquifères sédimentaires concernés, en nombre de qualitomètres impactés par la présence de chloroacétamides et métabolites sont par ordre décroissant l'aquifère de l'Aalénien, la nappe de la Craie et de l'Oxfordien. En zone de socle, l'aquifère des granitoïdes est également impacté (Illustration 52 et Illustration 53). L'Agence Régionale de Santé nous a indiqué que les secteurs de la Ferté Macé et de la vallée de l'Egrenne étaient également concernés, ce que ne met pas en évidence les données exploitées.

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (dépôts éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Alluvions des formations sédimentaires mésozoïques
- Alluvions des formations sédimentaires mésozoïques
- Alluvions du socle métamorphique
- Alluvions du socle cristallin
- Paléogène
- Crâtes - Cénozoïque-Turonien
- Sables du Perche - Cénozoïque supérieur
- Glauconie de Base - Albién
- Sables de l'Alpien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien
- Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Aalénien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliensbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Ampélites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tiltites de Feuguierolles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Unville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès supracristallin d'Ecrouves - Cambrien moy.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecrouves - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

0 5 10 20
Kilomètres



Chloroacétamides et
métabolites (µg/l)
○ < 0.05
● 0.05 - 0.1
● 0.1 - 0.5
● > 0.5



Illustration 52 : Composées de la famille des chloroacétamides et métabolites (concentration maximale quantifiée en µg/l)

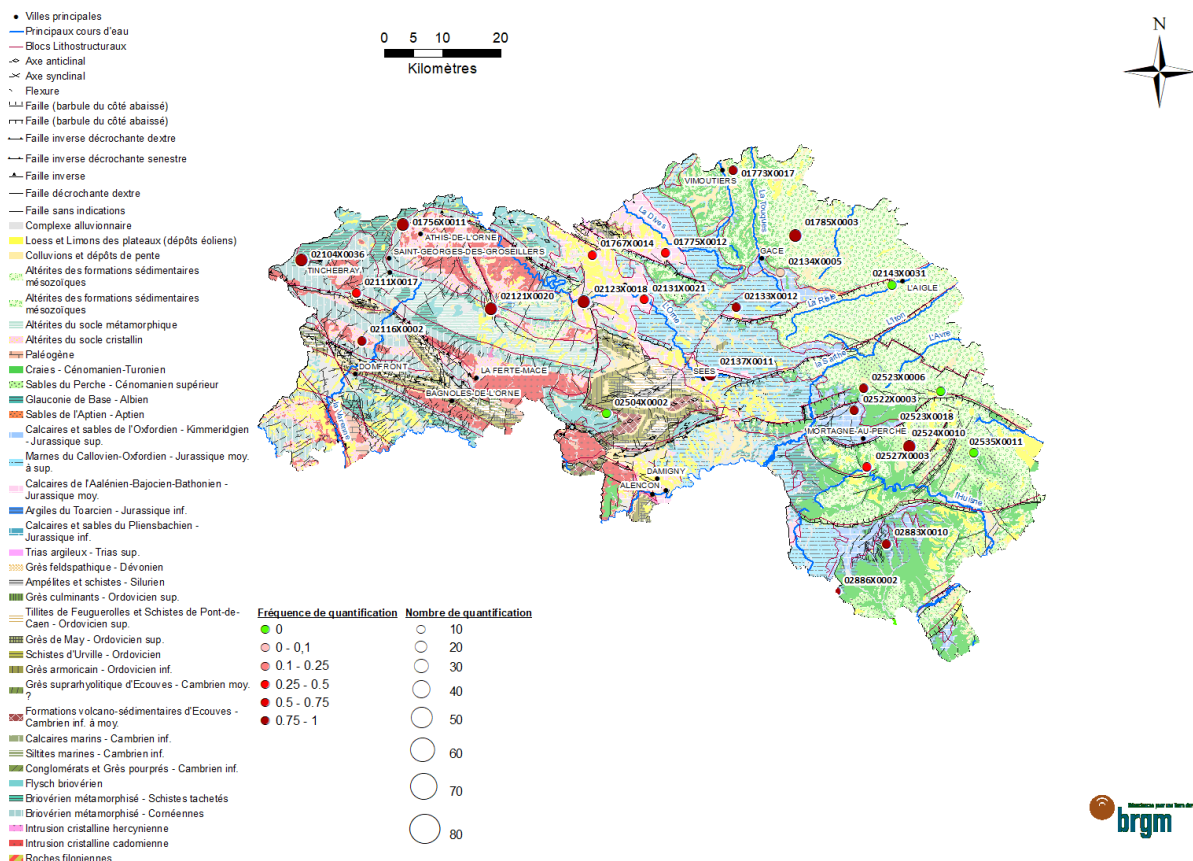


Illustration 53 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le métolachlore-ESA (vert : non quantifié ie < LQ)

Glyphosate et AMPA

Le glyphosate est un herbicide non-sélectif le plus vendu en France. Il est utilisé pour le traitement des cultures mais il a aussi été utilisé en milieu urbain pour le désherbage des espaces publics, et par les particuliers ainsi qu'en en bord de route et sur les voies ferrées. Il peut se dégrader partiellement en AMPA, un des métabolites largement recherché dans les eaux souterraines. Rappelons que l'AMPA peut aussi être un produit de dégradation des phosphonates (utilisés dans les détergents).

Les principaux aquifères sédimentaires concernés, en nombre d'ouvrages impactés par la présence de glyphosate et/ou AMPA sont la nappe de la craie, du Bajocien-Bathonien (en particulier la plaine d'Argentan et de Trun) et l'Oxfordien. En zone de socle, l'aquifère des granitoïdes et cornéennes est principalement impacté (Illustration 54 et Illustration 55).

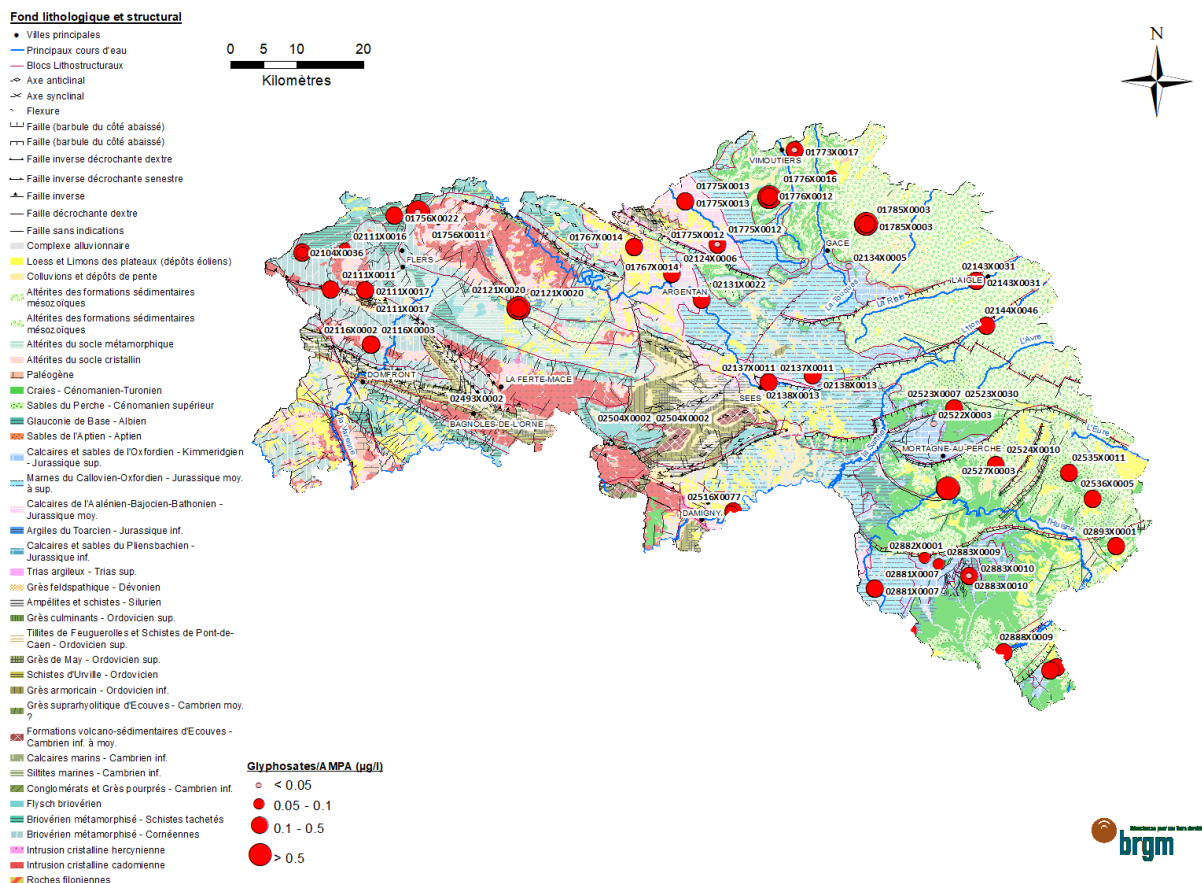
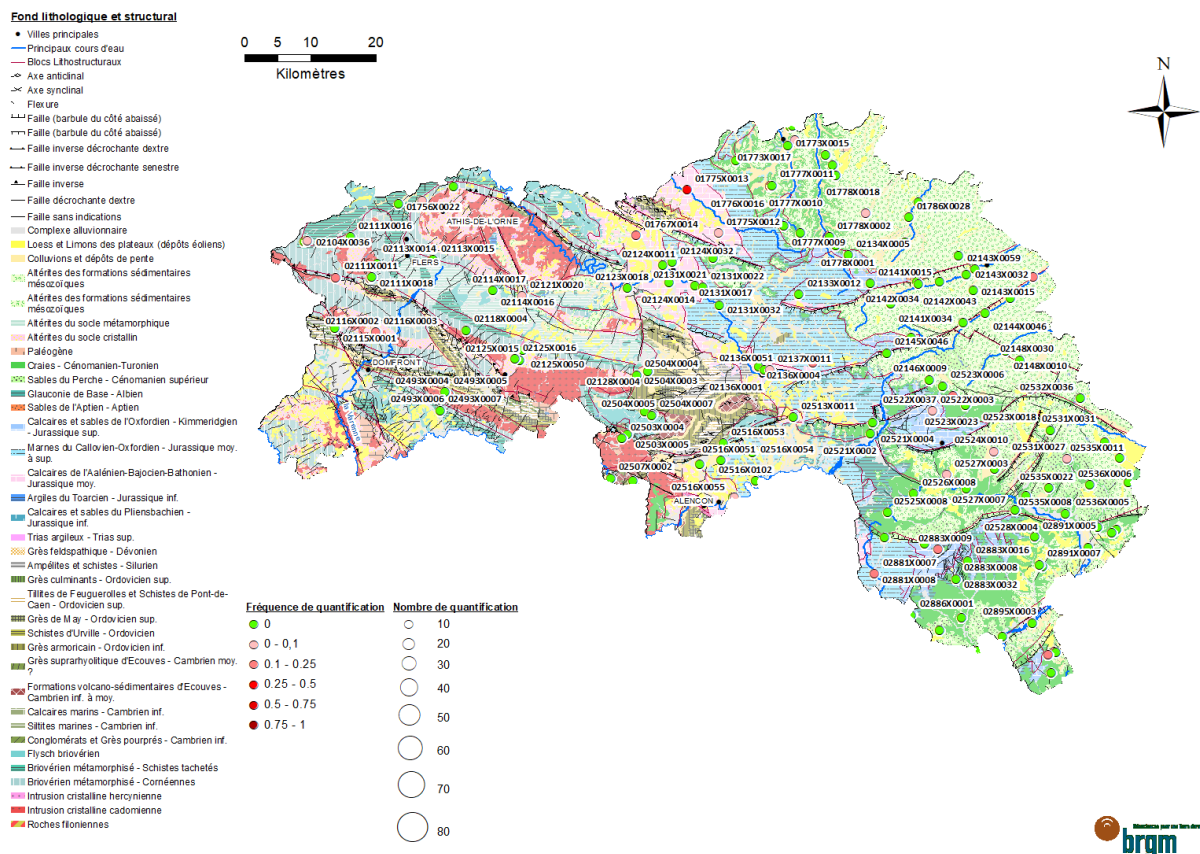


Illustration 54 : Concentration maximale quantifiée en glyphosate et AMPA (en µg/l) dans les eaux souterraines



3.5.2. Solvants chlorés : TCE/PCE

Les solvants chlorés sont des composés volatiles, très solubles qui migrent rapidement vers les eaux souterraines sans dégradation. Les composés organo-halogénés volatils (COHV) (tétrachloroéthylène (PCE) et trichloroéthylène (TCE) sont d'origine industrielle. Leur norme dans les eaux potables est fixée à 10 µg/l.

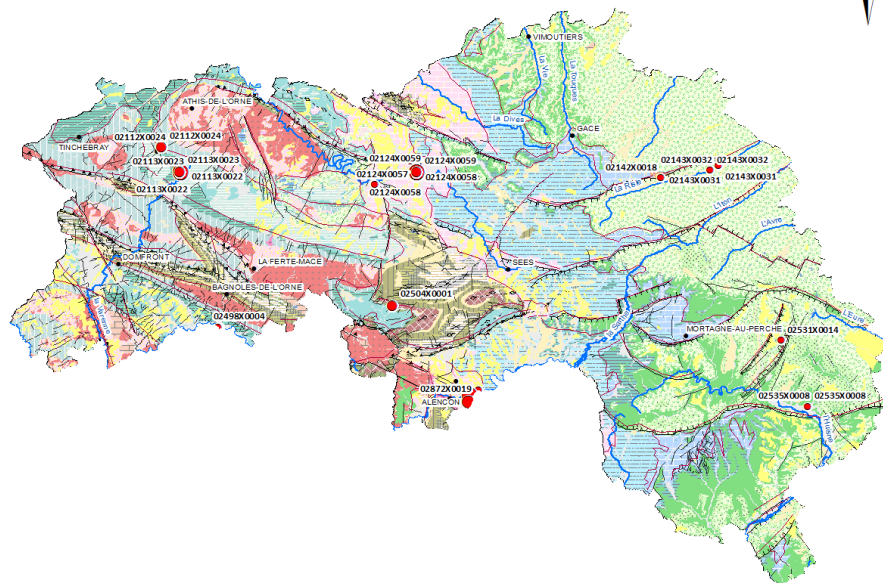
On retrouve principalement ces composés à proximité des grands centres urbains et des activités industrielles historiques. En particulier sur les secteurs de Flers, Couterne, Argentan et Alençon, les pollutions en TCE/PCE sont observées sur les points du réseau de surveillance des sites industriels (Illustration 56 et Illustration 57). Globalement, la présence des principaux centres urbains, de sites et sols pollués ou d'anciens sites industriels est un facteur de risque d'identification de ces composés dans les eaux souterraines.

Depuis le début des suivis enregistrés sous ADES, l'ensemble du territoire a été touché par la présence de TCE/PCE dans les eaux souterraines. Deux secteurs semblent présenter une contamination : la vallée de la Risle (L'Aigle, Rai) avec un certain nombre de mesures et des occurrence récentes (quantifiés en 2020) et le secteur de Remalard en Perche en raison de pollutions récentes (PCE/TCE, 2015-2018). Ces deux secteurs mériteraient des investigations pour permettre d'identifier la ou les sources éventuelles de ces contaminations.

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (déposés éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Craies - Cénozoïque-Turonien
- Sables du Perche - Cénozoïque supérieur
- Glauconie de Base - Albien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien
- Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Alénien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliénbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Amphibolites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Feugueroles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Urville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès supracaténoïtiques d'Ecoves - Cambrien moy. à sup.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecoves - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

0 5 10 20
Kilomètres



TCE/PCE (µg/l)

- 0 - 10
- 10 - 100
- 100 - 1000
- 1000 - 9526

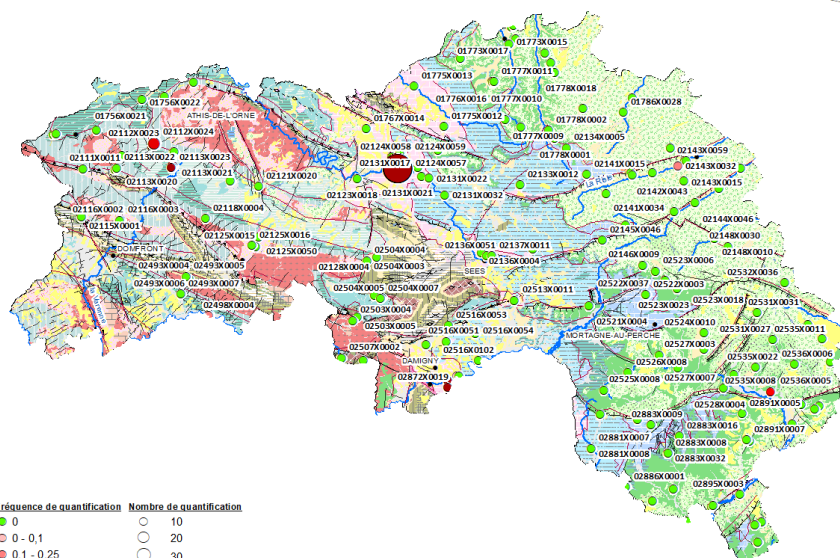


Illustration 56 : Concentrations maximales quantifiées en PCE-TCE dans les eaux souterraines (en µg/l)

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (déposés éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Craies - Cénozoïque-Turonien
- Sables du Perche - Cénozoïque supérieur
- Glauconie de Base - Albien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien
- Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Alénien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliénbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Amphibolites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Feugueroles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Urville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès supracaténoïtiques d'Ecoves - Cambrien moy. à sup.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecoves - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

0 5 10 20
Kilomètres



- | Fréquence de quantification | Nombre de quantification |
|-----------------------------|--------------------------|
| 0 - 0,1 | 10 |
| 0,1 - 0,25 | 20 |
| 0,25 - 0,5 | 30 |
| 0,5 - 0,75 | 40 |
| 0,75 - 1 | 50 |
| | 60 |
| | 70 |
| | 80 |



Illustration 57 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le PCE (vert : non quantifié ie < LQ)

3.5.3. Trihalométhanes

Parmi les nombreux sous-produits de chloration identifiés, les données environnementales disponibles se limitent à la famille des trihalométhanes (THM) qui sont habituellement retrouvés par ordre d'importance décroissante : le trichlorométhane (ou chloroforme) (TCM) le dichlorobromométhane (DCBM), le dibromochlorométhane (DBCM), et tribromométhane (TBM). Volatiles, ces composés se dégradent dans l'air.

Pour ces composés, outre une origine anthropique liée à la chloration des eaux destinées à l'alimentation en eau potable (sous-produits de la chloration dans les réseaux d'eau), une origine possible est la formation de ces composés dans le milieu naturel lorsque les conditions physico-chimiques sont réunies dont la présence de composés chlorés d'origine anthropique et de matières organiques.

La Directive sur les eaux potables mentionne une valeur seuil pour le total trihalométhanes à $100\mu\text{g/l}^{13}$. Il s'agit de la somme des concentrations des composés spécifiés suivants : le chloroforme, le bromoforme, le dibromochlorométhane et le bromodichlorométhane.

Sur le territoire, les principales substances que l'on retrouve dans les eaux souterraines (quantifié dans plus de 25 points d'eau) sont : le bromoforme, le chloroforme, le dibromochlorométhane (DBCM) et le dichloromonobromométhane et le dichloroéthylène. Le principal aquifère concerné est celui de la nappe de la craie puis l'aquifère des calcaires aaléniens, bajociens et bathoniens.

Localement de fortes teneurs ont été observées par le passé (2002-2005) sur les communes de Sarceaux, Reveillon et l'Aigle (dichlorométhane, dichloroéthane 1-2).

Ces dernières années, la présence de ces composés est mesurée ($0,1$ à $1,8\mu\text{g/l}$) sur les communes de Le Renouard, Moulins la Marche, Rai, Belfort en Perche, Ecorcei, Roupperoux, l'Aigle, Ecouche les Vallées, Sablons sur Huisne (Illustration 58).

¹³ Si possible, sans compromettre la désinfection, les États membres s'efforcent d'atteindre une valeur paramétrique inférieure.

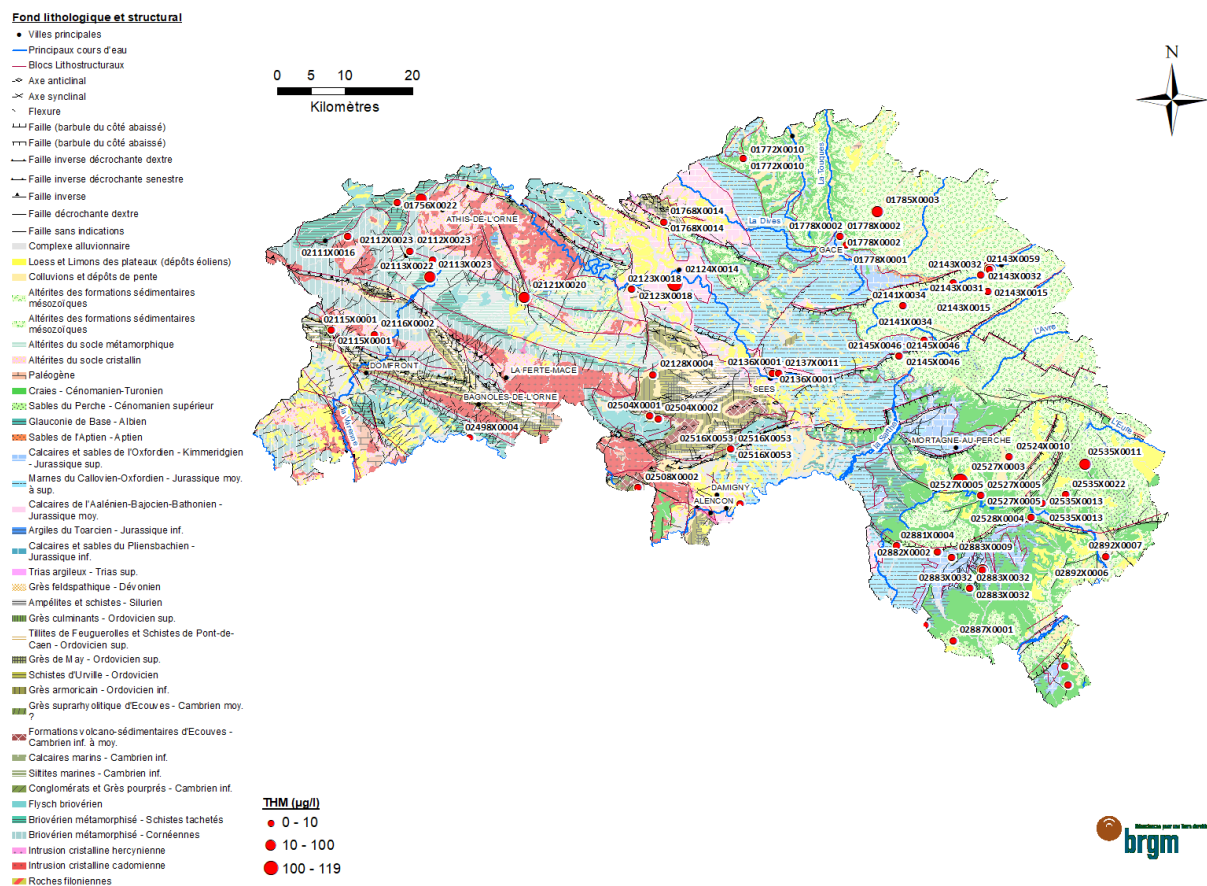


Illustration 58 : Distribution des concentrations en THM (bromoforme, chloroforme, dibromochlorométhane, dichlorométhane) dans les eaux souterraines (concentrations maximales quantifiées en µg/l)

3.5.4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Produits naturellement par les feux de forêts, ces composés sont issus de la combustion incomplète des produits pétroliers et utilisés par l'industries (bitumes, goudrons, biocides). Peu solubles dans l'eau, ils s'adsorbent sur les matières en suspension, dans les sédiments et les sols où ils se concentrent.

La Directive 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine indique la valeur seuil de 0,01 µg/l pour la « somme des concentrations des composés spécifiés suivants : benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, et indéno(1,2,3-cd)pyrène ». La valeur de 0,01 µg/l est également applicable pour le benzo(a)pyrène. A noter que l'anthracène, le fluoranthène et le naphtalène sont également réglementés dans le cadre de la Directive 2008/105/EC en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau, avec des normes de qualité environnementale (NQE) pour les eaux de surface. Les HAP sont les substances les plus quantifiés dans les cours d'eau en France (hors métaux et pesticides) (Eau et milieux aquatique, 2020).

Outre la présence de HAP sur les sites industriels, on note la présence de HAP ponctuellement sur le territoire (Saint Pierre du Regard (01756X0011), Le Sap André (01785X0003), Gouffern en Auge (01775X0012), Vimoutiers (01773X0017), Commeaux (01767X0014)). D'après les derniers suivis (2017-2019), hors réseau de suivi industriel, la présence d'HAP (> 0,01 µg/l) était notable sur les secteurs de Saint Pierre du Regard près de Condé sur Noireau (BSS000MPUC), du Pays d'Auge : Le Sap André, Gouffern en Auge, Vimoutiers ou encore de Commeaux au nord d'Argentan (Illustration 59 à Illustration 63).

On peut faire l'hypothèse que ces points pourraient être sensibles aux circulations des eaux de surface (mauvaise protection des ouvrages ou de leur environnement proche) ou encore être le révélateur de circulations karstiques.

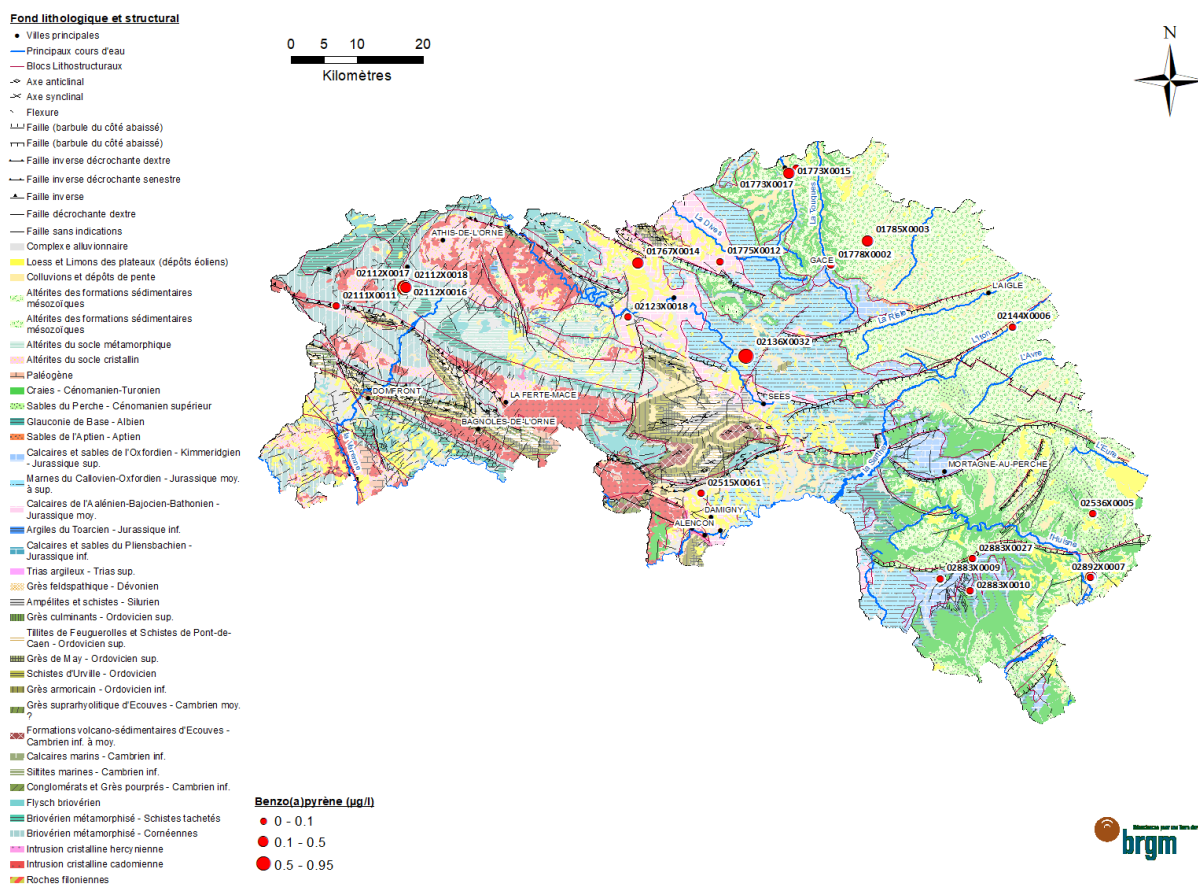


Illustration 59 : Concentrations maximales quantifiées en benzo(a)pyrène (µg/l)

Fond lithologique et structural

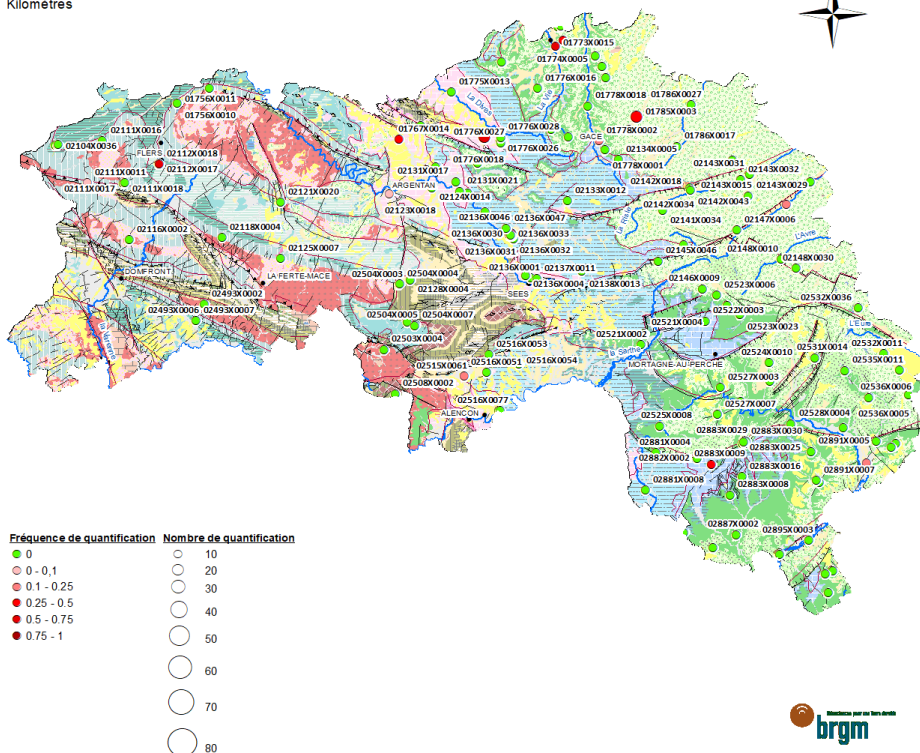
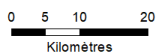
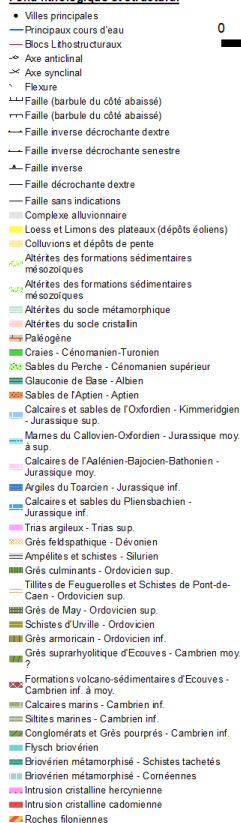


Illustration 60 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le benzo(a)pyrène (vert : non quantifié ie < LQ).

Fond lithologique et structural

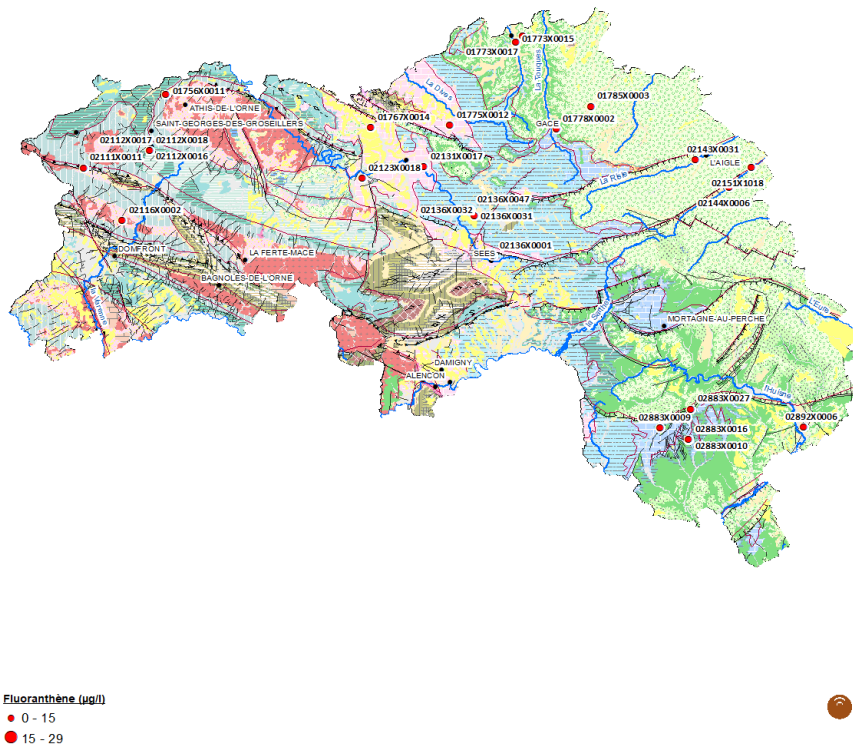
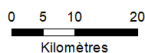
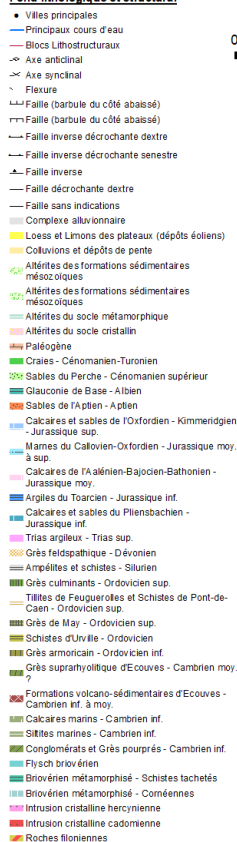


Illustration 61 : Concentrations maximales quantifiées en fluoranthène (µg/l)

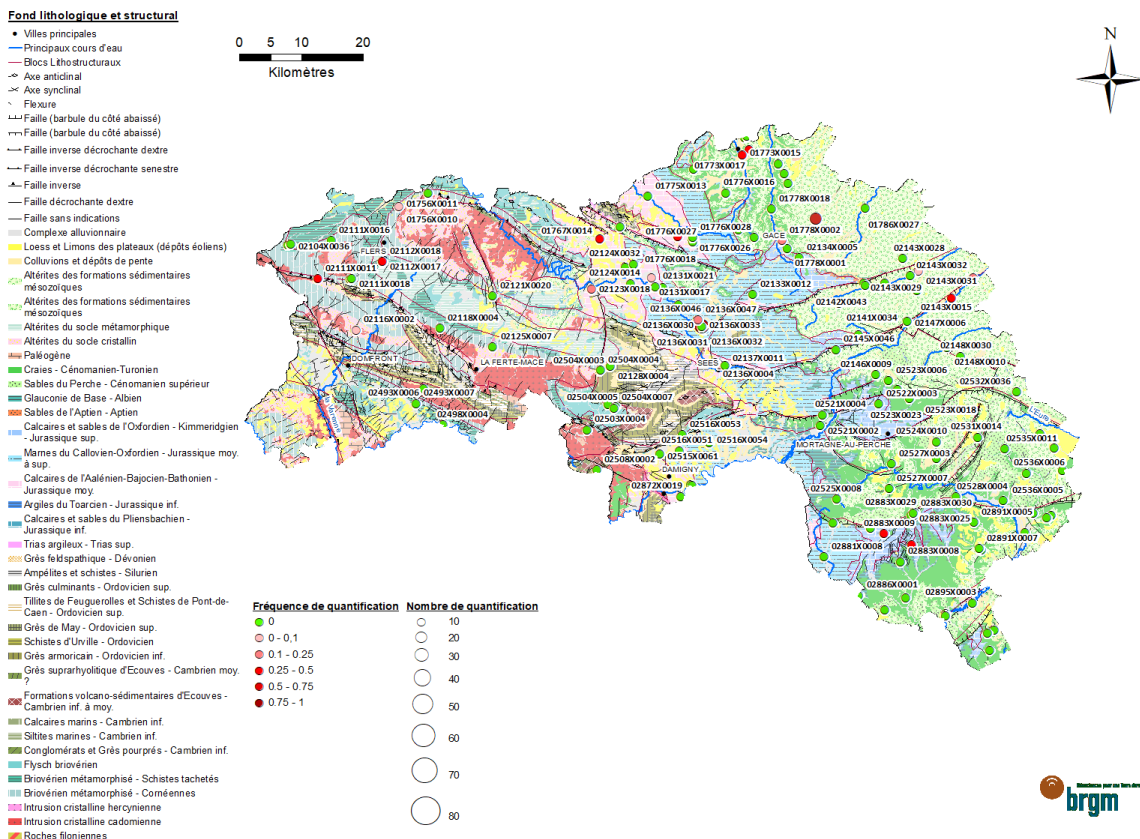


Illustration 62 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le fluoranthène (vert : non quantifié ie < LQ)

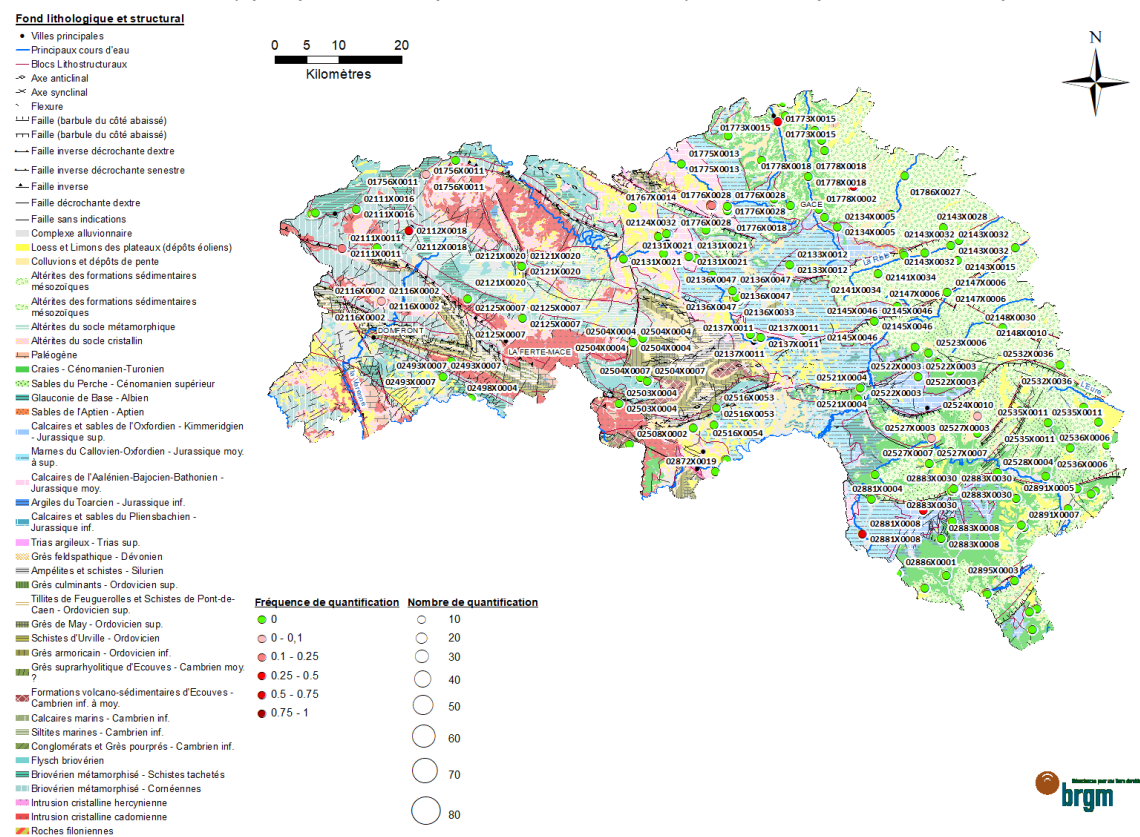


Illustration 63 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le groupe des HAP (vert : non quantifié ie < LQ)

3.5.5. Polychlorobiphényles (PCB)

Il s'agit de polluants organiques persistants, c'est-à-dire des substances très stables qui se dégradent très peu dans l'environnement et s'accumulent dans différents milieux, et en particulier le sol et sur les matières en suspension et les sédiments dans les canaux et les cours d'eau. La production et l'utilisation des PCB sont interdites depuis 1987.

Ce groupe inclus les dioxines, des sous-produits des processus industriels, impuretés de fabrication de certains pesticides et PCB et des incinérations non contrôlées de déchets (déchets solides et déchets des hôpitaux), en raison des combustions incomplètes.

On retrouve des PCB sur le territoire avec des valeurs fortes, mesurées en 2011 ($> 1 \mu\text{l/l}$) dans le sud-est du département (Illustration 64 et Illustration 65). On peut faire l'hypothèse que ces occurrences sont probablement associées à des pollutions agricoles en raison de la nature des composés quantifiés (1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF,) qui peuvent être liés à l'utilisation du pentachlorophénol (herbicide) :

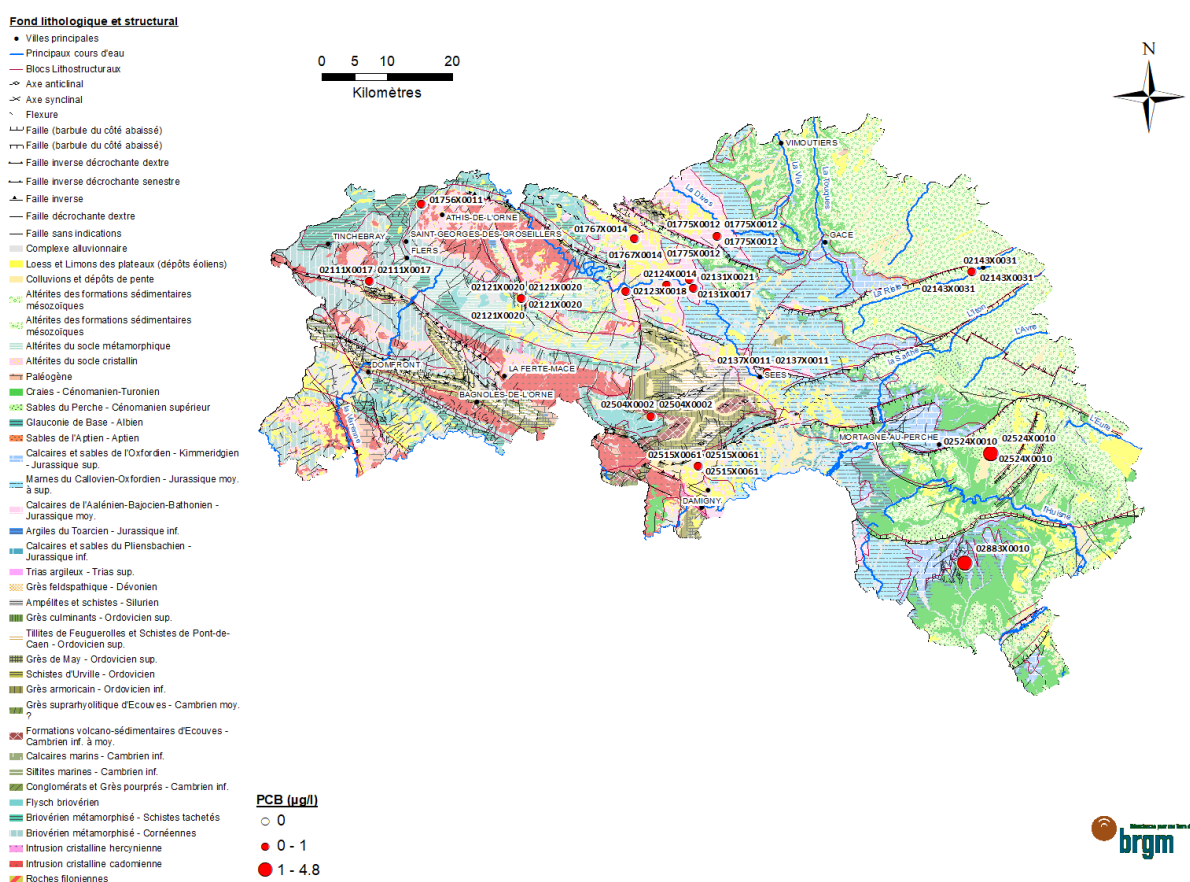


Illustration 64 : Concentrations (en $\mu\text{g/l}$) quantifiées des composés de la famille des PCB dans les eaux souterraines

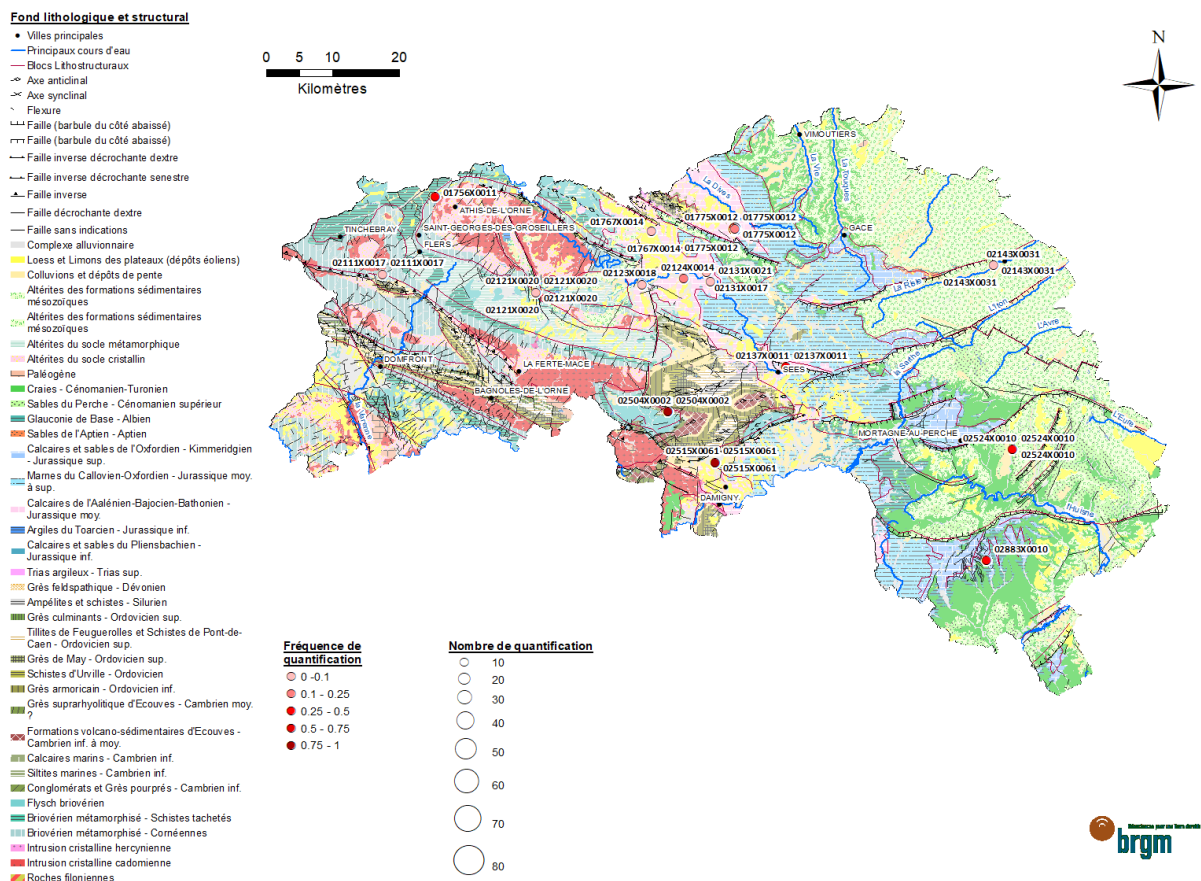


Illustration 65 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le groupe des PCB (transparent : non quantifié ie < LQ)

3.5.6. Substances per- et poly-fluoroalkylées (PFAS)

Elles appartiennent à une grande famille de plusieurs milliers de produits chimiques synthétiques couramment utilisés dans l'ensemble de la société. Elles contiennent toutes des liaisons carbone-fluor, qui comptent parmi les liaisons chimiques les plus fortes de la chimie organique. Cela signifie qu'elles ne se dégradent pas après utilisation ou rejet dans l'environnement. La plupart des PFAS sont également facilement transportées dans l'environnement sur de longues distances, loin de leur source d'émission avec une tendance à s'accumuler dans l'environnement, dans l'eau potable et dans les aliments.

La Directive relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (2020/2184) impose une valeur paramétrique pour les PFAS pour évaluer la qualité des eaux destinée à la consommation humaine 0,5 µg/l pour la somme des PFAS (20 composés) et 0,1 µg/l pour les substances individuelles à appliquer en 2024.

Parmi ces 20 composés, il convient de noter que l'analyse du PFOS est bancarisé sous deux formes correspondant à deux codes SANDRE (6560 et 6561). Au laboratoire, c'est la forme anionique en solution qui est dosée, la méthode consistant à doser l'ensemble des formes PFOS présent dans la solution sans distinction des formes initiales.

A partir de 2015, 6 composés de la famille des PFAS était inscrit dans la liste des micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines (Tableau 1) de l'Annexe VIII de l'Arrêté du 7 août 2015 (modifiée en 2022) modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

Code SANDRE	Composé	Code CAS
5347	Acide perfluoro-octanoïque (PFOA)	335-67-1
6561	Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	45298-90-6
5977	Acide perfluoro-n-heptanoïque (PFHpA)	375-85-9
5978	Acide perfluoro-n-hexanoïque (PFHxA)	307-24-4
6550	Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)	335-77-3
6830	Perfluorohexanesulfonic acid (PFHS)	355-46-4

Tableau 1 : Les PFAS inscrits dans la liste des micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines (Arrêté du 7 août 2015).

Cette liste a été complétée lors de la dernière révision publiée dans, l'Annexe VIII de l'Arrêté du 26 avril 2022 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement inclut 20 composés de la famille des poly et perfluoroalkylés dans la liste des micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines (Tableau 1).

Code SANDRE	Composé	Code CAS
5347	Acide perfluoro-octanoïque (PFOA)	335-67-1
5977	Acide perfluoro-n-heptanoïque (PFHpA)	375-85-9
5978	Acide perfluoro-n-hexanoïque (PFHxA)	307-24-4
5979	Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	2706-90-3
5980	Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	375-22-4
6025	Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)	59933-66-3
6507	Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)	307-55-1
6508	Acide perfluorononanoïque (PFNA)	375-95-1
6509	Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	335-76-2
6510	Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)	2058-94-8
6542	Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)	375-92-8
6549	Acide perfluorotridecanoïque (PFTrDA)	72629-94-8
6550	Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)	335-77-3
6560/6561*	Acide perfluorooctane sulfonique / Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	45298-90-6/ 1763-23-1
8738	Acide perfluoropentane sulfonique (PFPeS)	2706-91-4
8739	Acide perfluorononane sulfonique (PFNS)	68259-12-1
8740	Acide perfluoroundécane sulfonique	749786-16-1
8741	Acide perfluorododécane sulfonique	79780-39-5
8742	Acide perfluorotridecane sulfonique	791563-89-8

Tableau 2 : PFAS inscrits dans la liste des micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines (Arrêté du 26 avril 2022). Les codes 6560 et 6561 correspondent à deux formes du PFOS (neutre/acide : 6560 ; anion/sel : 6561).

Une trentaine d'analyses ont été réalisées sur le territoire pour doser certains de ces composés perfluoroalkylés (dont PFOS, PFHxA) en 2011 (Bassin Loire-Bretagne) et 2017 sur les deux bassins. Ces composés ont été quantifiés dans quelques ouvrages en 2017.

En 2018 et 2019, une douzaine de prélèvements sur le bassin Loire-Bretagne ont été réalisés sur 6 points d'eau (5 composés PFAS), mais aucune quantification n'a été faite.

En 2020, 37 prélèvements ont été réalisés à l'échelle du département sur 22 points d'eau (8 sur le bassin Loire-Bretagne ; 14 sur le bassin Seine-Normandie) sur 5 à 8 composés PFAS selon les bassins. Ce suivi a conduit à la quantification de PFAS dans plusieurs captages. Les concentrations individuelles (par élément) varient de 0,3 à 3,5 ng/l pour la majorité des points d'eau. On notera de plus fortes concentrations sur le point d'eau BSS000TTXB (02535X0011) - Le Mage (nappe du Cénomaniens ; PFHxA - 15 ng/l, PFHS 13 ng/l). Malgré le contexte environnemental du point et sa relative protection sous un niveau d'argiles. Cet ouvrage présente également des contaminations en atrazines, phénols, phtalates, HAP et métaux, témoignant d'une pollution locale des eaux souterraines.

Point d'eau	Nom du point d'eau	Code SANDRE	Composé
01756X0011/F2	01756X0011 - Saint-Pierre-Du-Regard	6561	PFOS
02121X0020/F1	02121X0020 - Saint-Hilaire-De-Briouze	5978	PFHxA
		6560/6561	PFOS
		6830	PFHS
02123X0018/S6-DDA	02123X0018 - Écouché-Les-Vallées	6560/6561	PFOS
02133X0012/F-AEP9	02133X0012 - Saint-Germain-De-Clairefeuille	6561	PFOS
02137X0011/S1	02137X0011 - Sées	6561	PFOS
02143X0031/F1	02143X0031 - L'Aigle	6561	PFOS
02535X0011/F2	02535X0011 - Le Mage	5347	PFOA
		5978	PFHxA
		6561	PFOS
		6830	PFHS

3.5.7. Détergents et plastifiants : phtalates, phénols, NBBS

Attention pour cette famille de composés, on note une différence de fréquence d'analyse entre la partie surveillée par l'AELB pour laquelle les quantifications sont faibles et l'AESN pour laquelle les quantifications sont plus notables ce qui impacte les observations.

Les analyses des paramètres suivants (bisphénols, phtalates et NBBS (N-butylbenzène sulfonamide)) sont également à interpréter avec précautions. En effet, les travaux des actions AQUAREF (Moreau et Ghestem, 2017) ont montré que pour deux molécules de la famille des phtalates (DEP (diéthylphtalate) et DiBP (di-isobutylphtale)) des contaminations fortes ou fréquentes ont été mises en évidence. En conséquence, la surveillance aux limites réglementaires (50 ng/L au 31/12/2018 pour le DEP et 400 ng/L au 8/11/2015 pour le DiBP) semble délicate à l'heure actuelle.

Dans le cas du 4-nonylphénol ramifié (4NP), malgré les procédures de rinçage du matériel, une contamination résiduelle/croisée a également été rapportée montrant, que malgré les opérations de purge préalable des ouvrages, cette substance est susceptible de se retrouver de façon anormale dans les échantillons. Des essais réalisés récemment semblent montrer que pour le bisphénol A et le N-butylbenzène sulfonamide, substances utilisées comme plastifiant, des risques de contamination existent également. Compte-tenu des risques de contamination des prélèvements vis-à-vis de ces paramètres, ces résultats doivent être interprétés avec précautions. Néanmoins, la synthèse publiée (Eau et milieux aquatique, 2020) rapporte qu'en France, les principaux micropolluants détergents et plastifiants quantifiés dans les eaux souterraines sont par ordre décroissant : le bisphénol A, le 4-tert-butylphénol (PTBP), le NBBS, le N-butyl phtalate, le 4-nonylphénols ramifiés et le di(2-éthylexyl phtalate (DEHP).

Les alkylphénols, nonylphénols et bisphénols

Le groupe des alkylphénols, nonylphénols et bisphénols comprend majoritairement les substances suivantes : le bisphénol A et S, 4-nonylphenols ramifiés, 4-tert-octylphenol, 4-tert-butylphénol. Sur le territoire, les principaux composés quantifiés sont : les nonylphénols (4-nonylphenols ramifiés), le bisphénol A et dans une moindre mesure des octylphénols.

Le bisphénol A migre facilement dans l'eau qui aurait des effets de perturbation endocrinienne sur la faune aquatique et l'homme. La Directive 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine indique la valeur seuil pour le bisphénol A de 2,5 µg/l.

Sur le territoire, les points d'eau contaminés par le bisphénol A sont principalement des sources, notamment dans la plaine d'Argentan et de Trun (Illustration 66). Pour ce paramètre, on notera un dépassement sur l'ouvrage 02883X0010/C1 (Dame-Marie au sud-est de Bellême) en 2018. Suivi en parallèle du bisphénol A, le bisphénol S n'a été quantifié qu'une seule fois sur le territoire.

Les nonylphénols et alkyl phénols sont des surfactants anioniques utilisés comme détergents domestiques et industriels, comme adjuvants dans les produits phytosanitaires et divers procédés industriels (métaux, textiles et cuir, papeterie) connus pour leur action de perturbateur endocrinien.

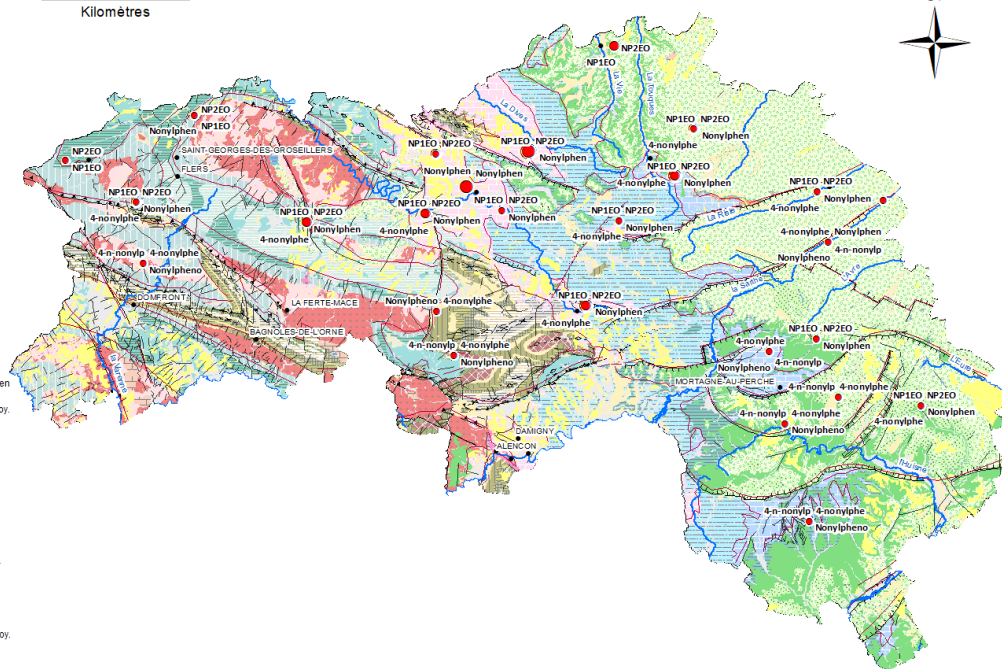
Sur le territoire, les nonylphénols affectent principalement les aquifères sédimentaires (nappe de la Craie, du Dogger et de l'Oxfordien, Illustration 67) et dans une moindre mesure le socle du versant de la Seulles et de l'Orne (secteur de Saint-Hilaire-de-Briouze, Chanu, Tinchebray-Bocage).

Le 4-tert-octylphenol a été ponctuellement quantifié entre 2012 et 2014 sur quartes captages : 01767X0014/C1 – Commeaux, 02104X0036/C3 - Tinchebray-Bocage, 02523X0018/AEP93 – Tourouvre au Perche, 02535X0011/F2 – Le Mage.

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (déposés éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Crâtes - Cénoomanien-Turonien
- Sables du Perche - Cénoomanien supérieur
- Glauconie de Base - Albien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien - Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Alaérien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliensbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Ampélites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Feugueroles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Urville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès supracrustiaux d'Ecouches - Cambrien moy.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecouches - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

0 5 10 20
Kilomètres



Nonylphénols (µg/l)
(étiquettes des substances non exhaustives)

- 0 - 0.5
- 0.5 - 1
- 1 - 2.5
- 2.5 - 2.7

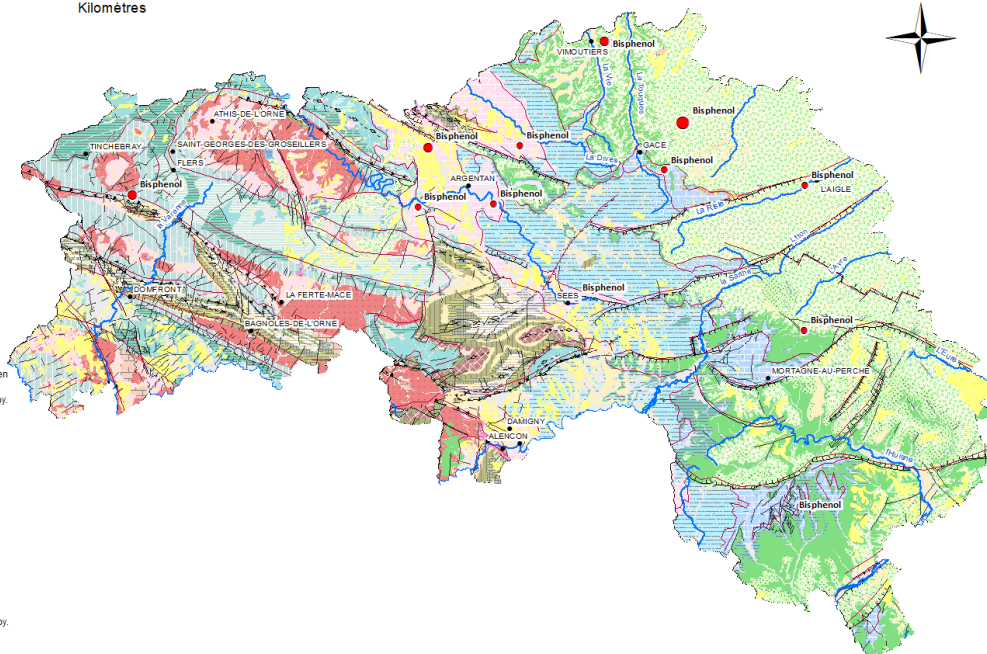


Illustration 66 : Concentrations maximales quantifiées des composés du groupe des nonylphénols

Fond lithologique et structural

- Villes principales
- Principaux cours d'eau
- Blocs Lithostratigraphiques
- Axe anticlinal
- Axe synclinal
- Flexure
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille (barbule du côté abaissé)
- Faille inverse décrochante dextre
- Faille inverse décrochante senestre
- Faille inverse
- Faille décrochante dextre
- Faille sans indications
- Complexe alluvionnaire
- Loess et Limons des plateaux (déposés éoliens)
- Colluvions et dépôts de pente
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites des formations sédimentaires mésozoïques
- Altérites du socle métamorphique
- Altérites du socle cristallin
- Paléogène
- Crâtes - Cénoomanien-Turonien
- Sables du Perche - Cénoomanien supérieur
- Glauconie de Base - Albien
- Sables de l'Aptien - Aptien
- Calcaires et sables de l'Oxfordien - Kimmeridgien - Jurassique sup.
- Marnes du Callovien-Oxfordien - Jurassique moy. à sup.
- Calcaires de l'Alaérien-Bajocien-Bathonien - Jurassique moy.
- Argiles du Toarcien - Jurassique inf.
- Calcaires et sables du Pliensbachien - Jurassique inf.
- Trias argileux - Trias sup.
- Grès feldspathique - Dévonien
- Ampélites et schistes - Silurien
- Grès culminants - Ordovicien sup.
- Tillites de Feugueroles et Schistes de Pont-de-Caen - Ordovicien sup.
- Grès de May - Ordovicien sup.
- Schistes d'Urville - Ordovicien
- Grès armoricain - Ordovicien inf.
- Grès supracrustiaux d'Ecouches - Cambrien moy.
- Formations volcano-sédimentaires d'Ecouches - Cambrien inf. à moy.
- Calcaires marins - Cambrien inf.
- Siltites marines - Cambrien inf.
- Conglomérats et Grès pourprés - Cambrien inf.
- Flysch briovérien
- Briovérien métamorphisé - Schistes tachetés
- Briovérien métamorphisé - Cornéennes
- Intrusion cristalline hercynienne
- Intrusion cristalline cadomienne
- Roches filoniennes

0 5 10 20
Kilomètres



Bisphénol A (µg/l)
(étiquettes des substances non exhaustives)

- 0 - 0.5
- 0.5 - 1.0
- 1 - 2.5
- 2.5 - 2.7



Illustration 67 : Concentrations maximales quantifiées des composés du groupe des bisphénol A

Les phtalates

Les phtalates entrent dans la composition des matières plastiques, des fluides diélectriques et des insecticides. Parmi eux, le plus utilisé est le Di(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP) connu comme perturbateur endocrinien et suspecté de cancérogénicité. Il est retiré progressivement du marché. Il a pour métabolite un autre phtalate l'éthyl 2-hexyl phtalate ou monoéthylhexyl phtalate (MEHP).

Ces deux composés (MEHP, DEHP) sont ceux principalement mesurés dans les eaux souterraines du territoire (jusqu'à 2,1 et 3,3 µg/l, respectivement). Localement, les composés suivants ont été quantifiés (> 0,1 µg/l) : diéthyl phtalate, diheptyl phtalate, diisobutyl phtalate, n-butyl phtalate. Il a été quantifié sur plusieurs secteurs distribués sur l'ensemble du territoire. Les principaux aquifères impactés sont la nappe de la craie et l'aquifère du Dogger (Illustration 68).

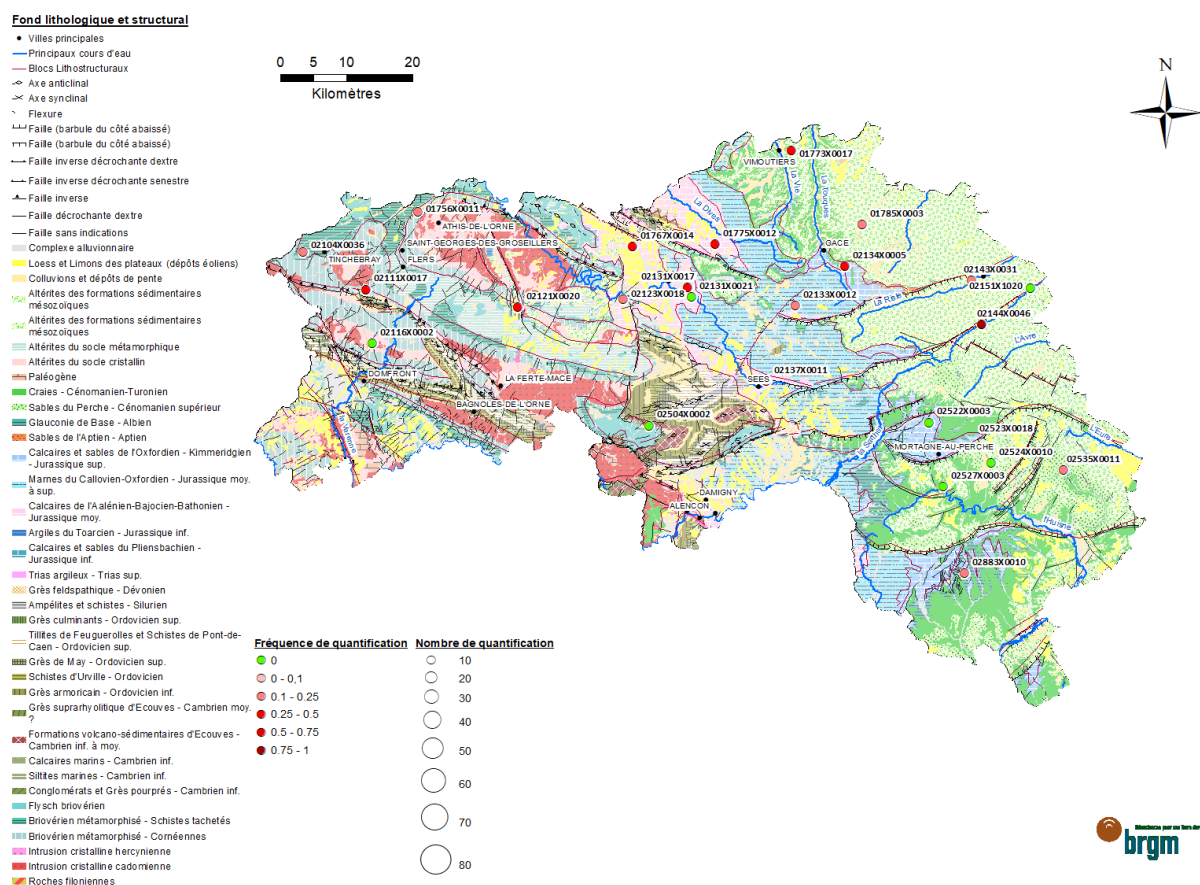


Illustration 68 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le phtalates (vert : non quantifié ie < LQ)

NBBS - N-butylbenzene sulfonamide

Ce composé utilisé comme plastifiant est inclus dans la liste des paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines dans l'arrêté modifié du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux.

Sur le territoire, les principaux aquifères impactés par la présence de NBBS sont la nappe de la craie et l'aquifère du Dogger (Illustration 69).

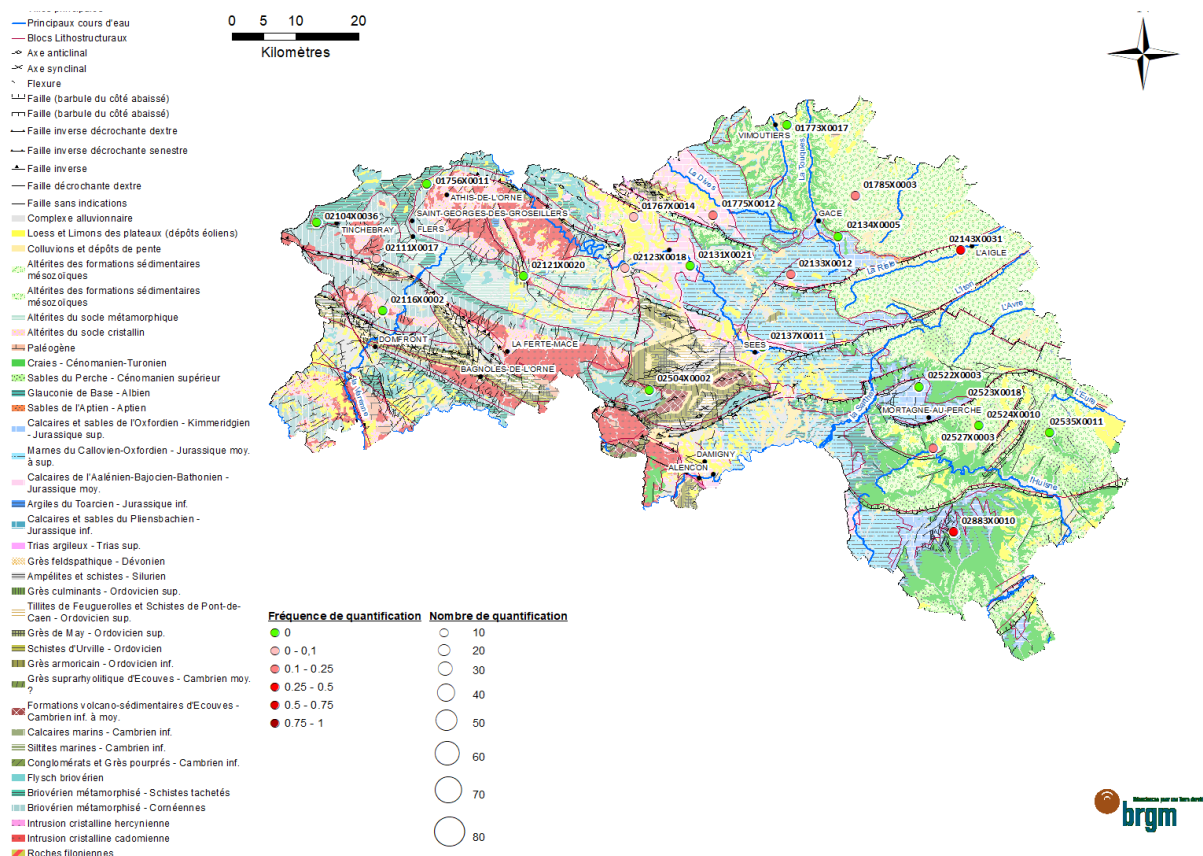


Illustration 69 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le N-Butylbenzenesulfonamide (vert : non quantifié ie < LQ)

3.5.8. Paracétamol

La présence de marqueurs tels que le paracétamol traduit l'influence des eaux usées sur la qualité des eaux souterraines. Cette contamination peut s'effectuer principalement via le rejets des eaux usées dans le milieu (eaux superficielles, infiltration dans le sol). Les fuites des réseaux d'eaux usées s'infiltrant vers les eaux souterraines peuvent également constituer une source de contamination pour les eaux souterraines. Les eaux de surface sont ainsi généralement marquées par ces molécules. En cas d'échange nappe-rivière, on retrouve également ces marqueurs dans les eaux souterraines.

Sur le territoire, on retrouve du paracétamol généralement au niveau des sources : 01775X0012 - Gouffern en Auge et 01773X0017 - Vimoutiers du pays d'Auge. Mais également sur les captages suivants : 01756X0011 - Saint-Pierre-du-Regard ; 02121X0020 - Saint-Hilaire-de-Briouze en domaine de socle et 02883X0010 - Dame-Marie (Perche) et 01767X0014 - Commeaux (Prox. Argentan) pour le domaine sédimentaire (Illustration 70).

On trouve généralement ce paramètre sur des ouvrages contaminés par d'autres polluants organiques, ce qui illustre le fait que ces ouvrages sont très vraisemblablement vulnérables à des rejets, principalement effectués dans les eaux de surface. On peut donc faire l'hypothèse que ces derniers sont particulièrement sensibles aux transferts d'eaux de surface vers les eaux souterraines : mauvaise protection des têtes d'ouvrages (et de sa zone d'alimentation directe), échanges nappes-rivières, circulations rapides (favorisées par des fractures ou le karst).

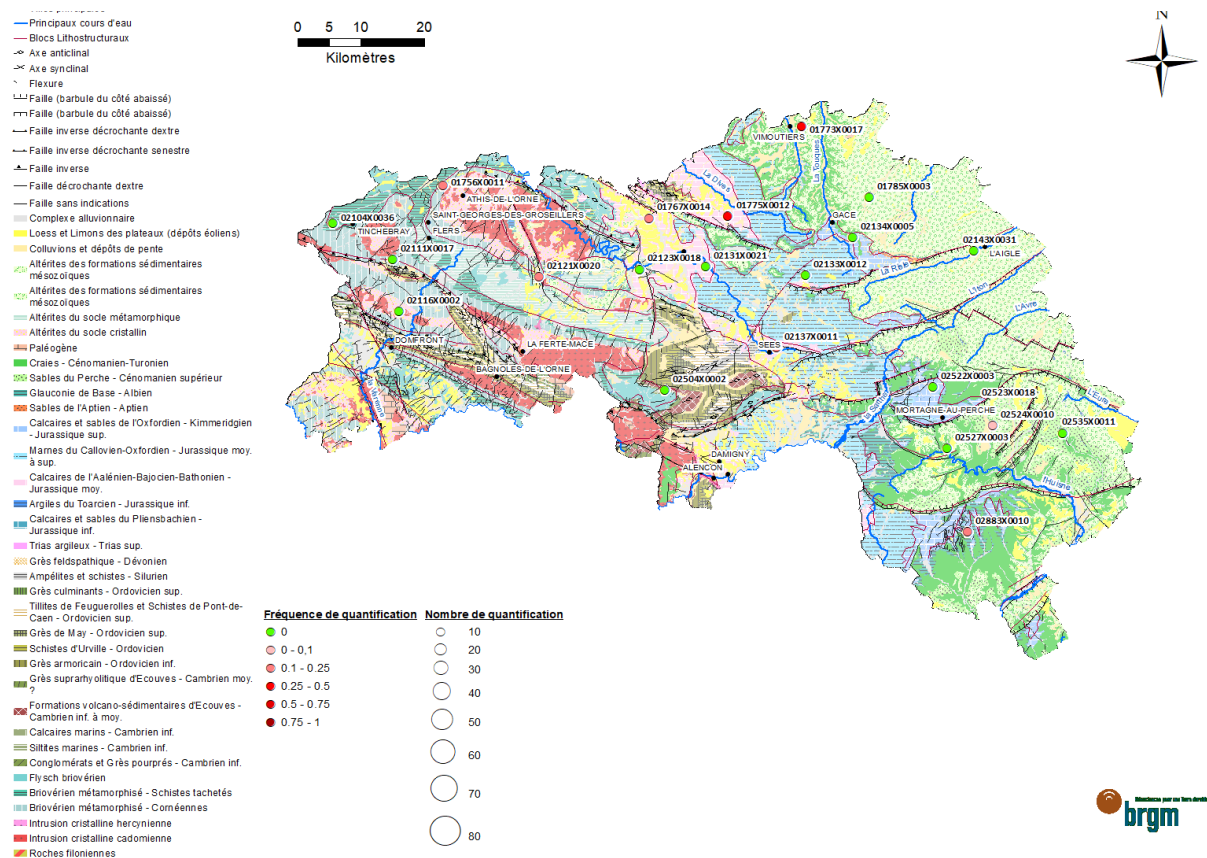


Illustration 70 : Fréquence de quantification (symbole : couleur) et nombre de prélèvements (symbole : taille) par point d'eau pour le paracétamol (vert : non quantifié ie < LQ)

3.6. BILAN QUALITATIF A L'ECHELLE DEPARTEMENTALE

On propose ci-après une synthèse, par aquifère puis par commune, basée sur les données récentes (2016-2020) bancarisée dans ADES, hors réseau de suivi industriel pour l'ensemble du territoire.

3.6.1. Domaine de socle

Pour la nappe des formations du Briovérien, leur qualité est plutôt bonne dans l'ensemble. Un seul ouvrage (02104X0036/C3, prox. de Tinchebray dans le BV du Noireau) présente des pollutions par les pesticides et leurs métabolites (triazines et chloroacétamides).

L'aquifère du Paléozoïque est marqué par des contaminations par du chloroforme (CHCl_3 - trichloromethane) sur plusieurs captages situés dans le massif d'Ecouvès et au nord du mont des avaloirs. Ce composé issu de la chloration notamment pour la production d'eau destinée à l'alimentation en eau potable peut également être formé en conditions naturelles en présence de matières organiques et de composés chlorés (lien avec formations volcano-sédimentaires ?).

L'aquifère des cornéennes (inclus dans le groupe des aquifères des granitoïdes et cornéennes) est principalement impacté par des pesticides tels que les chloroacétamides et métabolites, bentazone, AMPA en particulier dans la vallée de la Vère (affluent du Noireau).

La nappe des altérites (superficielle) est sensible aux contaminations anthropique. Deux captages (02116X0002/CA, 02121X0020/F1) sont en particulier affectés par des pollutions de surface : le premier par des pesticides (ex. chloroacétamides, triazines, bromacil, diuron), le second ouvrage (02121X0020/F1) est affecté par une pollution mixte : des phénols (dont les nonylphénols et bisphénols), des benzènes et HAP (ex. anthracène).

3.6.2. Domaine sédimentaire

L'aquifère de la Craie présente un grand nombre de captages (47 soit 54%) concernés par la présence de polluants organiques. Ceux-ci sont principalement des pesticides de la famille des triazines (atrazine, atrazine déséthyl, atrazine déisopropyl déséthyl (DeDIA)) et des chloroacétamides et les métabolites). On note également des contaminations par des COHVs et des HAP (indénopyrène, fluoranthène, fluorène, pyrène et phénanthrène, BaP, BbF, BkF...). Plusieurs ouvrages présentent des pollutions multiples illustrant des pressions anthropiques, ce qui traduit donc dans l'ensemble la forte vulnérabilité de cet aquifère.

L'aquifère de l'Aalénien-Bajocien-Bathonien présente dans sa partie libre, avec principalement du nitrate, des quantifications en micropolluants organiques d'origine agricole de la famille des triazines, les métabolites des acétamides, et des herbicides (diuron, éthidimuron, chloridazone et bentazone). A noter la présence dans les eaux souterraines en 2020, de composés interdits depuis 2003 tels que les triazines et l'oxadixyl.

Cet aquifère est également impacté par des pollutions diverses tels des HAPs, des COHVs), des phtalates et des PCB. Plusieurs ouvrages présentent ainsi des pollutions multiples illustrant des pressions anthropiques variées (01767X0014/C1, 01775X0012/C1, 02123X0018/S6-DDA, 02131X0021/F2-93, 02133X0012/F-AEP9, 02137X0011/S1).

A titre d'exemple, on note une pollution sur un captage : Commeaux - 01767X0014/C1 (nord-ouest d'Argentan) qui est une ancienne source utilisée pour l'AEP captant les calcaires du Bathonien (Pierre d'Ecouché). Les eaux de la source sont ainsi contaminées par le nitrate (médiane autour de 60 mg/l), les HAPs, des phtalates et divers pesticides (chloroacétamides, triazoles, triazines, oxadixyl, métazachlore), quantifiés sur cet ouvrage depuis 2012 (nombreux

dépassements de la limite qualité de 0,1 µg/l). Cet ouvrage a ainsi été abandonné en 2005 à cause de la qualité dégradée de la ressource captée.

L'ensemble de ces contaminations traduisent une forte vulnérabilité de la partie libre de l'aquifère. Ainsi les captages de la région d'Argentan et de Sées, de la campagne de Trun (amont du bassin versant de la Dives) connaissent pour la plupart des problèmes de qualité qui ont conduit soit à l'abandon des petites ressources ou à classer les ouvrages comme sensibles ou prioritaires. La partie où l'aquifère est captif est à l'inverse protégée des pressions anthropiques par la couverture callovienne.

L'aquifère des Sables du Perche est impacté par des pressions agricoles se traduisant par la présence de triazines et chloroacétamides et localement par des COHV.

La partie libre de l'aquifère de l'Oxfordien est largement impacté par des pesticides (triazines, chloroacétamides, oxadixyl¹⁴, bromacil, bentazone). Localement, on quantifie des nonylphénols (ex. 4-nonylphénol) et bisphénols, des HAP, des COHV (6 captages) (ex. bromoforme et phtalates). On note ainsi plusieurs sources (captages AEP) affectées par une pollution mixte (02134X0005/C1¹⁵, 02522X0003/S1¹⁶, 02883X0010/C1).

3.6.3. Par commune

Au cours des dix dernières années, on note une concentration de « *Hots Spots* » (dépassement des normes de qualité des eaux pour la consommation humaine tous paramètres confondus et hors réseaux de surveillance industrielle sur les communes suivantes) : principalement autour des principales agglomérations Alençon, Argentan, Flers, Sées, Condé sur Noireau, Mortagne-au-Perche, L'Aigle, Bagnoles-de-l'Orne principalement (en nombre de dépassements et de fréquence, Illustration 71 et Illustration 72).

¹⁴ Fongicide interdit depuis 2003 (agriculture, viticulture)

¹⁵ L'ouvrage a été étudié dans le cadre d'une étude de vulnérabilité, par LITHOLOGIC. Ref : R/PB/00.073 (Décembre 2000)

¹⁶ Source en contre bas du bourg, conditions d'environnement décrites comme médiocres dans le rapport BSS (exploitation agricole à proximité)

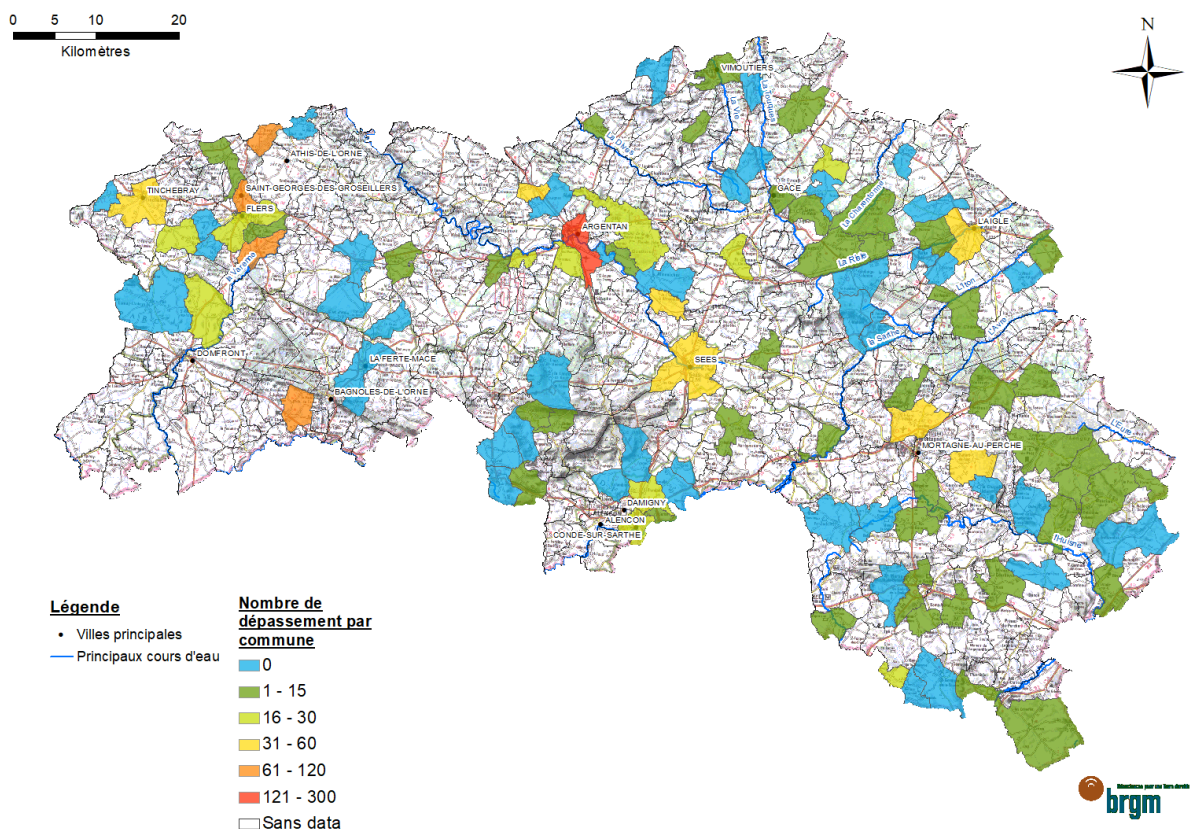


Illustration 71 : Nombre de dépassement de la norme DCE sur la période 2016-2020 (chiffres rapportés à la commune)

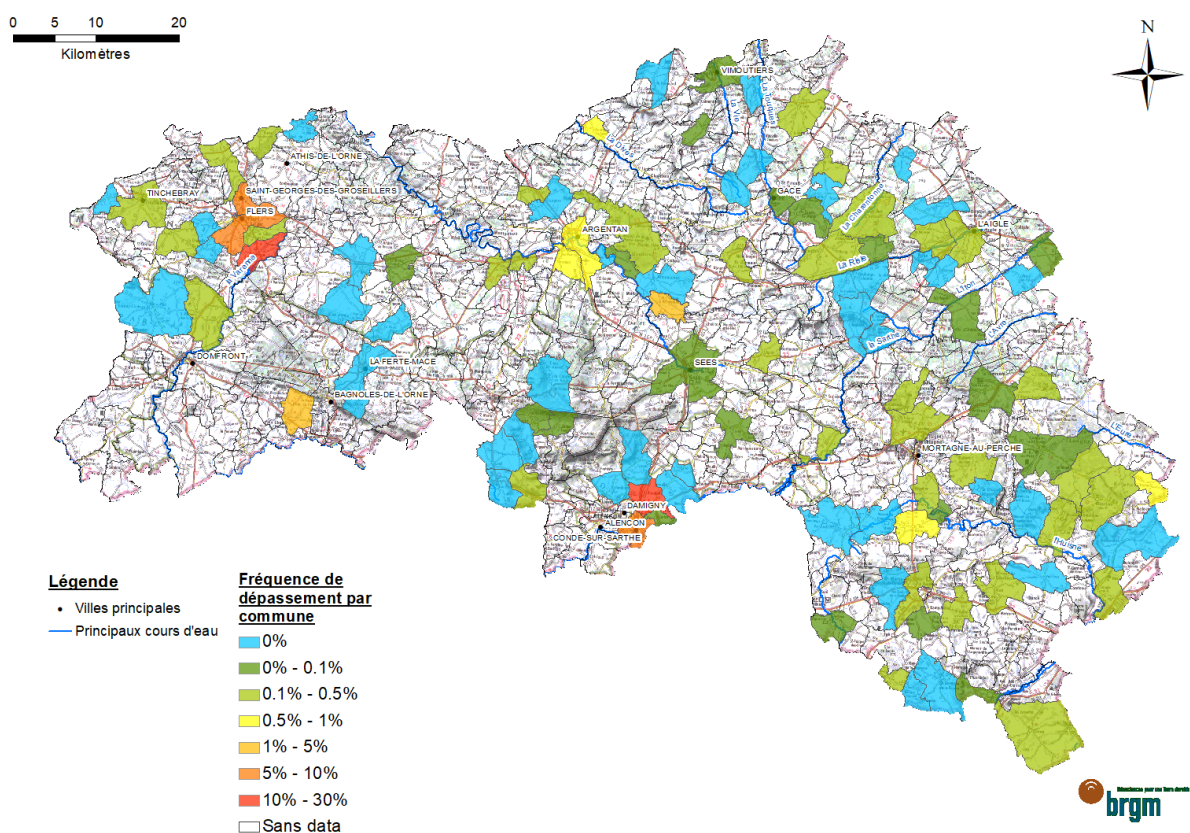


Illustration 72 : Fréquence de dépassement (en fonction du nombre d'analyses) sur la période 2016-2020 (chiffres rapportés à la commune)

4. Conclusions et Recommandations

4.1. CONCLUSION

La qualité des aquifères des zones de socle apparaît davantage préservée des pollutions organiques que celle des aquifères sédimentaires. Ces derniers montrent une vulnérabilité relativement importante des ressources en eau vis-à-vis des activités humaines (agricoles, industrielles et urbaines). Bien que moins impactés, les aquifères du domaine de socle voient également les principales ressources impactées par les activités humaines, en particulier leur horizon d'altérites, le plus superficiel.

Les aquifères sédimentaires sont plus vulnérables dans leur partie libre avec un enrichissement des eaux en nitrate et la présence de polluants organiques d'origine agricole ou industrielle avec localement des ouvrages particulièrement vulnérables.

D'origine naturelle, on trouve également des dépassements des seuils de qualité pour les paramètres tels que le fer, le manganèse et la turbidité dans les eaux souterraines du département de l'Orne largement distribués dans l'ensemble des aquifères du territoire.

Les zones concernées par des dépassements des seuils qualité causés par des pollutions industrielles sont par ordre d'importance les agglomérations et communes suivantes : Argentan, Flers (Saint Georges des Groseillers, Messei), Rives d'Andaines, Sées (Château d'Almenèches), Alençon (Valframbert), Perche en Noce. Les principaux composés sont les COHVs et dans une moindre mesure les benzènes et dérivés et les HAPs.

Hors du réseau de surveillance industrielle, les principaux dépassements sont causés par les produits phytosanitaires¹⁷ (atrazine et ses métabolites, métolachlore, bentazone, diuron, oxadixyl, glyphosate), parmi les autres composés, on note des dépassements causés par le trichloroéthylène (TCE), les THM (dibromochlorométhane et le chloroforme) et le benzo(a)pyrène.

4.2. RECOMMANDATIONS

La compréhension des mécanismes conduisant à la mobilisation des éléments traces naturels, tels que le fer, le manganèse, l'arsenic voire le thallium permettrait d'anticiper la composition chimique des aquifères et leur évolution en lien avec le fonctionnement hydrogéologique. Pour se faire, il est recommandé d'identifier et suivre les processus conduisant à modifier les conditions d'oxydo-réductions et induire la mobilisation de polluants sensibles aux variations de ces conditions, ceci notamment pour améliorer la gestion de la qualité des eaux souterraine en particulier dans les aquifères de socle et du Bajocien-bathonien.

Compte-tenu du contexte géologique et hydrogéologique des formations riches en fer, il est recommandé un suivi des paramètres comme le fer, dont l'oxydation peut conduire à de fortes turbidités et éventuellement des précipitations qui peuvent poser problème lors de l'exploitation des ouvrages (colmatages).

¹⁷ A noter la persistance dans les eaux souterraines, encore en 2020, de molécules phytosanitaires telles que les triazines interdites depuis 2003.

Afin d'améliorer la valorisation des suivis à l'échelle du département, il est recommandé d'harmoniser le suivi de la qualité des ESO entre AELB et AESN notamment dans la recherche des micropolluants, par exemple en termes de paramètres recherchés, de fréquence et de limites de quantification. Actuellement, certaines sensibilités à certains paramètres ont pu être mises en évidence sur le territoire de l'AESN qu'il n'est pas possible de confirmer sur le territoire de l'AELB (ex des plastifiants et médicaments), notamment pour les ressources sensibles aux interactions avec les eaux de surface (mauvaise protection ou circulation rapides ou facilitées).

Afin d'améliorer les connaissances sur le fonctionnement hydrogéologique à l'échelle des aquifères et notamment karstiques, il est recommandé de développer un travail de recherche pour mieux mettre en évidence des circulations rapides entre ESU et ESO, aussi bien en domaine de socle qu'en domaine sédimentaire : traçages, suivi des paramètres comme turbidité-conductivité-température, jaugeages dans les secteurs suivants : vallée du Noireau et de la Vère, Briouze et vallée de la Rouvre, Plaine d'Argentan et de Trun et d'Alençon, pays d'Auge et vallée de la Charentonne et de la Risle. Ces dernières recommandations seront particulièrement utiles pour améliorer la connaissance sur l'alimentation des aquifères et aider à leur délimitation. Enfin, ces programmes permettront également de mieux évaluer la vulnérabilité de ces entités et donc d'aider à mieux les protéger ou les gérer.

5. Bibliographie

Baize S., Mazenc B. (1995). Enquête sur la qualité des eaux d'exhaure dans les carrières e zone de socle en Basse-Normandie. BRGM/RR-38732-FR.

BRGM (1991). Minéralisation aurifères et polymétalliques des structures filoniennes périphériques au porphyre à molybdène de Beauvain, Orne - A La-Bunoudière et Le-Grand-Ridel. BRGM/RR-33133-FR, 14 p. 6 pht., 9 cartes

CPGF-HORIZON, 2021. Etat initial - Dossier de demande d'Autorisation Unique Pluriannuelle. Organisme Unique de Gestion Collective 14-61. Rapport n°21-075/14, v2. Auteur(s) : H. Geairon, M. Portello.

Dornic F. (1982). L'Industrie du fer en Basse-Normandie et au Perche. In: Hors-série des Annales de Normandie. Recueil d'études offert en hommage au doyen Michel de Boüard - Volume I. pp. 213-228.

Eau et milieux aquatique (2020). Les chiffres clés, Service des données et études statistiques (SDES) et Office français de la biodiversité (OFB), 127 pg.

Gaillard et Pay (2013). Le thallium dans les eaux souterraines : cas du Bajocien du Calvados – *revue Géologue n°79* ; pp 79-82.

Gardes T. (2021). Reconstruction temporelle des contaminations métalliques et organiques particulières dans le bassin versant de l'Eure et devenir des sédiments suite à l'arasement d'un barrage. Thèse de doctorat en Sciences de l'univers, Université de Rouen, 362 p.

Gardes T., Debret M., Copard Y., Patault E., Winiarski T., Develle A.-L., Sabatier P., Dendievel A.-M., Mourier B., Marcotte S., Leroy B., Portet-Koltalo F. (2020). Reconstruction of anthropogenic activities in legacy sediments from the Eure River, a major tributary of the Seine Estuary (France), Catena, 41 p.

Gourcy L., Winckel A., Brugeron A. (2009). Origine du sélénium et compréhension des processus dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Rapport BRGM/RP-57344-FR.

Gourcy L., Lions J., Wyns R., Dictor M.-C., Brenot A., Ghestem J.-P. (2011). Origine du sélénium et compréhension des processus dans les eaux du bassin Seine-Normandie. BRGM/RP-59445-FR.

Manning D.A.C, Hutcheon I.E. (2004). Distribution and mineralogical controls on ammonium in deep groundwaters, Applied Geochemistry, 19, (9), 1495-1503.

Idee E., Jallais N., Boisson A., Neveux A. (2019). Synthèse des connaissances géologiques et hydrogéologiques du département de l'Orne - Volet Hydrogéologique. Rapport final. BRGM/RP-69331-FR, 258 p., 3 ann.

Laurent A., Vittecoq B., Coueffé R., Lions J., Tourlière, B. (2014). Avis sur la présence de thallium dans les eaux souterraines du Basse-Normandie. BRGM/RP-63615-FR, 26 p., 1 ann.

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, 362 p.

Meire B., Caritg S., Idee E., Gresselin F., Dugué O. (2019). Synthèse géologique et hydrogéologique du département de l'Orne. Volet Géologique et Structural. BRGM/RP-69292-FR, 169 p., 1 ann.

Moreau P., Ghestem J.P. (2017). Opérations d'échantillonnage en eaux souterraines : risques de contamination. 1er colloque du réseau public contaminants, Nov 2017. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01617293>:

Pelatan J. (1985). Une industrie méconnue : la métallurgie dans le Perche aux XVIIIe et XIXe siècles. Annales de Normandie, 35-4, 325-347

Tourlière B., Le Berre P., Pasquet J.F., Lebreton P. (2006). Cartographie prédictive des concentrations potentielles en radon en Basse Normandie. Rapport final. BRGM/RP-54772-FR, 77 p. 2 vol., 14 ill., 12 pht.

Wuilleumier A., Lions J., Croiset N. (2014). Impact de prélèvements supplémentaires sur l'aquifère captif du Bajo-Bathonien de la région d'Argentan. Rapport BRGM/RP-62979-FR. 45 pg., 19 ill., 3 tab., 7 annexes.

Annexe 1

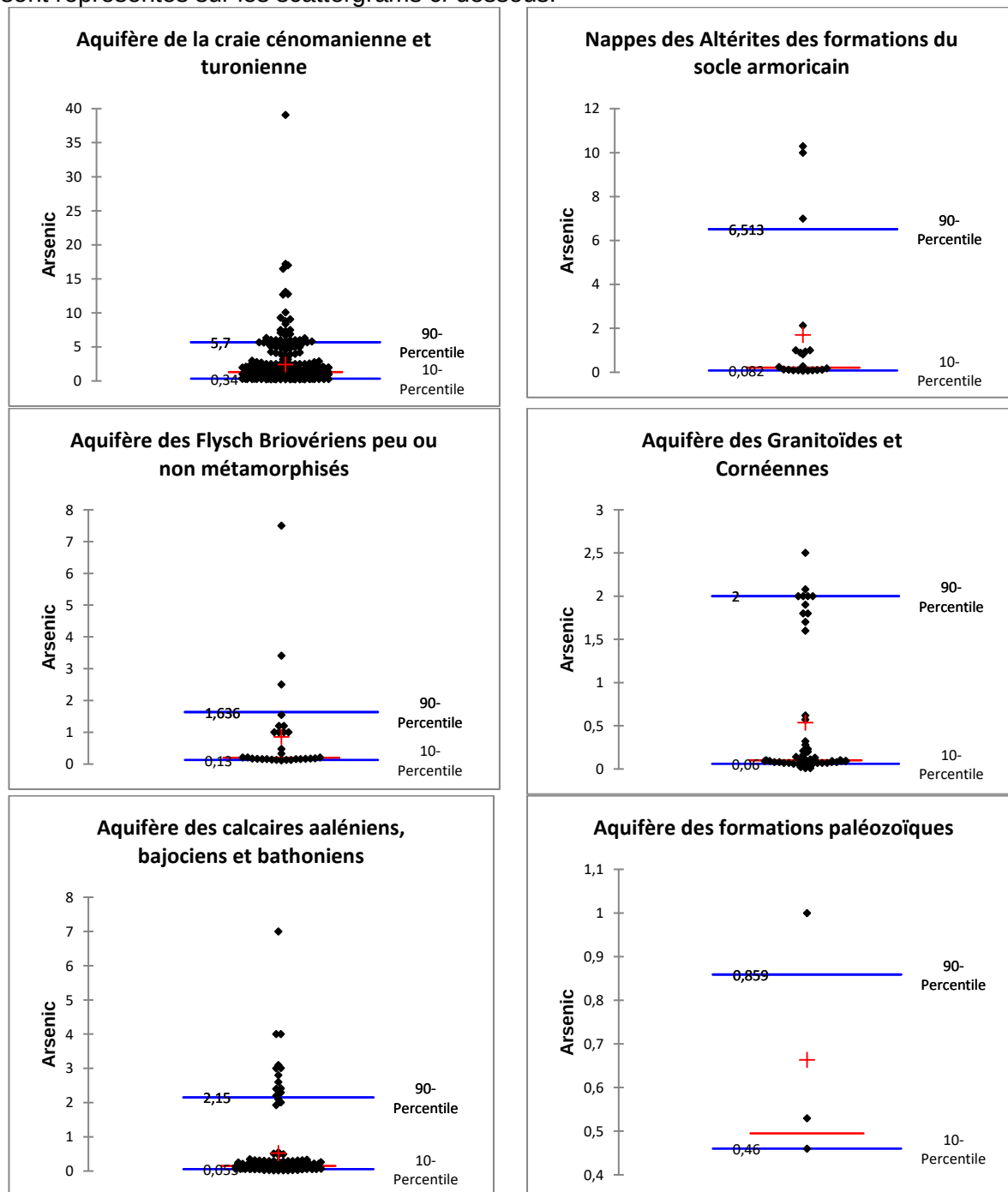
Les données utilisées ont été produites par les Agences de l'Eau (AELB, AESN) et l'ARS (contrôle sanitaire) sur la période 1988 – 2020, elles correspondent aux données bancarisées dans la base de Données ADES à la date du [date extraction Mars 2021]. Les pressions anthropiques ont été interprétées en fonction des années d'occurrence avec une attention particulière portée aux années les plus récentes.

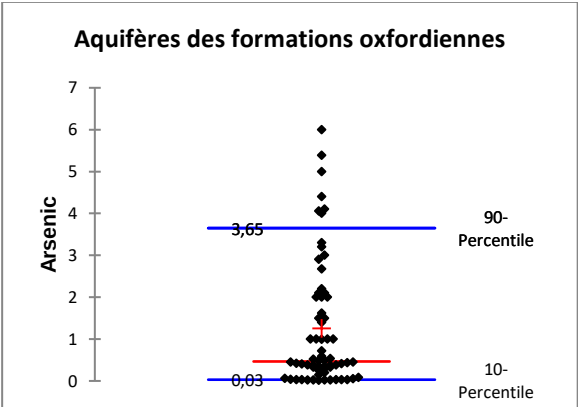
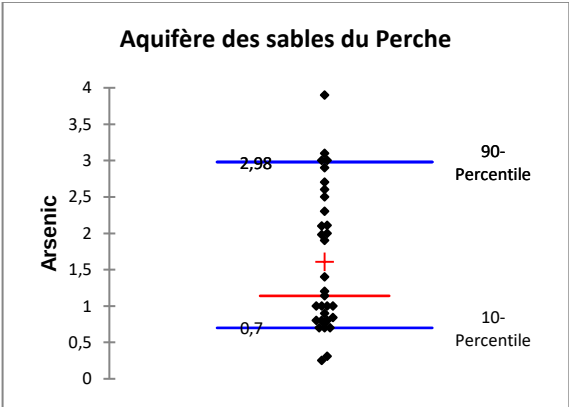
*Tableau 3 : Nombre de données initiales disponibles bancarisées dans ADES à fin 2020 par aquifère et pour chaque producteur (incluant le réseau de surveillance industriel) de données et d'après le rattachement BD-LISA. *Parmi les données rattachées aux Alluvions, plusieurs ouvrages ont été rattachés au domaine de socle dans le cadre de la présente étude.*

Nom des aquifère	Agence de l'Eau Loire-Bretagne	Agence de l'Eau Seine-Normandie	Agence de l'eau Seine-Normandie - Direction territoriale du Bocage Normand	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (D.D.A.S.S.) de la Sarthe	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (D.D.A.S.S.) de l'Orne	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (D.R.I.R.E.) de Basse-Normandie	Intervenant inconnu	Total
Aquifère de la craie cénomaniennne et turonienne	15739	69392	4421		100994	2469	2	193017
Aquifère des Alluvions*	15066				7767	772		23605
Aquifère des calcaires aaléniens, bajociens et bathoniens		117287	8221		41011	2689		169208
Aquifère des Flysch Briovériens peu ou non métamorphisés		19107	1552		7611	252		28522
Aquifère des formations paléozoïques	1500				13845			15345
Aquifère des Granitoïdes et Cornéennes		46288	3104		19173	1654		70219
Aquifère des sables du Perche	16001				15468	637		32106
Aquifères des formations oxfordiennes	32622	30665	1938	7763	29840		1	102829
Nappes des Altérites des formations du socle armoricain	15867	19843	1552		3870	1344		42476
Nappes des Altérites des formations jurassiques et crétacé						842		842
Nappes des marnes et calcaires calloviens					1696	1143		2839
Total	96795	302582	20788	7763	241275	11802	3	681008

Annexe 2

Distribution des concentrations en arsenic par point d'eau pour chacun des aquifères (hors réseau DRIRE). La valeur moyenne (croix rouge), la médiane (ligne rouge), les centiles 10 et centile 90 sont représentés sur les scattergrams ci-dessous.





Annexe 3

Nombre de dépassements DCE par molécule et par année sur la base des données bancarisées dans ADES à fin mars 2021. *L'année 2020 est incomplète, seules les données de février à juin sont bancarisées.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	1997-2020
Atraz dés	45	54	64	70	72	38	78	77	78	81	12	1098
Atrazine	13	13	16	17	23	8	46	45	50	43	5	478
2OHAtrazi	11	14	22	22	26	5	26	23	21	24	1	218
MetolCIESA							37	44	53	48	4	186
DeDIA		4	3		21	9	24	15	41	42	5	164
Bentazone	7	5	16	8	13	2	17	12	15	10		154
MetazCIESA							29	26	37	32	2	126
CGA354742							29	26	27	24	1	107
Diuron	4	4	8	6	7		8	9	10	2		87
AlaCIESA							14	24	20	13	1	72
AcetoCIESA							15	19	18	14	2	68
TCE	1	2	4	1			1		3	1		65
CHCl3		5	4	5	2	2	9	5	7	3	2	61
MetolCLOXA							15	13	17	14		59
Oxadixyl		1	6	4	11	3	9	7	8	7	2	58
Métolachlo	1		9	5	4	1	11	9	6	4		57
Glyphosate	5	3	1	2	5	3	4	6	6	3		53
2BrClMet.			2	2			4	2	11	7	6	51
Benzo(a)py					3		8	7	9	10		48
2OHDethAtr		1			2	1	11	9	13	8		45
2ClBrMét.		1	1	1			2	2	11	6	6	42
Bromacil	1	1	2	3	8	1	1	5	5	1		41
Bromoforme		3	2	2			4	2	7	3	2	41
Métazachlo	3	4	4	5	3		5	7	4	4		39
Chloridazo		1	2				5	8	12	10		38
MetazCLOXA							9	7	13	5	2	36
Dichlorob			6	5	4		1	6	8	4		34
12DCEtn C		1		2	2	4	5	2	5	6	1	30
AMPA	2	5	1	2			1	7	2	2		30
Ethidimuro			4	3	3		4	2	5	4		26
TCA 1.1.1		1		1	1		1		6	7	1	26
S-Métolach			7	4	5		5					21
benzotriaz								4	8	8		20
Naphtaléne		3	1		1		3		5	5		19
Chlortolu				3	4		2	2	2	1		16
DmetamiESA							4	4	6	1		15
TTCE		3	1			1			1	2		14
Imidaclopr					2		3	4	3			12
AlaCl OXA							4	3	2	2		11
DIA	1		2	1								11
Dimétachlo					1		1	1	4	4		11
Dinoterbe			2	2				1	1	2		10
Total des dépassements (hors DRIRE)	94	136	232	192	242	81	489	491	653	503	55*	



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Direction Régionale Normandie

14 Route de Houpeville
Parc la Vatine

76131 – Mont Saint Aignan

Tél. : 02 32 60 12 00 – normandie@brgm.fr