

Diagnostic très haute résolution des zones d'émission et d'abattement du nitrate dans les bassins versants algues vertes Rapport final du projet DEMAiN -26 mars 2020

Rémi Dupas, Jean Causse, Quentin Duval, Anne Jaffrézic, Pascal Pichelin,
Luc Aquilina, Patrick Durand

► To cite this version:

Rémi Dupas, Jean Causse, Quentin Duval, Anne Jaffrézic, Pascal Pichelin, et al.. Diagnostic très haute résolution des zones d'émission et d'abattement du nitrate dans les bassins versants algues vertes Rapport final du projet DEMAiN -26 mars 2020. INRAE. 2020. hal-02611681

HAL Id: hal-02611681

<https://hal.inrae.fr/hal-02611681>

Submitted on 18 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Diagnostic très haute résolution des zones d'émission et d'abattement du nitrate dans les bassins versants algues vertes

Rapport final du projet DEMAiN - 26 mars 2020

Rémi Dupas, Jean Causse, Quentin Duval, Anne Jaffrézic, Pascal Pichelin, Luc Aquilina, Patrick Durand

Avant-propos

Le présent document est le rapport final du projet DEMaIN « Diagnostic très haute résolution des zones d'Emission et d'Abattement du Nitrate dans les bassins versants algues vertes », coordonné par INRAE entre septembre 2018 et décembre 2019. Ce projet a été financé dans le cadre de l'appel à projets « Eutrophisation en baies algues vertes : produire des connaissances opérationnelles pour décider et agir en Bretagne » porté par la région Bretagne, l'Agence de l'eau Loire Bretagne et la Mission Interdépartementale et Régionale de l'Eau (MIRE). Certaines interprétations ont résulté d'une collaboration avec le projet MORAQUI, financé par le même appel à projets.

Remerciements

Les auteurs remercient chaleureusement :

- La société TRANSCENDER qui a réalisé les mesures et contribué à l'interprétation des données <https://projet-transcender.fr/>
- L'EPAB - établissement public de gestion et d'aménagement de la baie de Douarnenez - et Lannion-Trégor Communauté / Les bassins versants de la Lieue de Grève pour avoir accepté d'être sites pilotes, mis à disposition leurs données, facilité l'accès aux territoires, etc.
- Les riverains des sites d'études pour leur bon accueil.
- Le CRESEB pour l'aide à la vulgarisation, notamment Josette Launay et Gérard Gruau.
- Alain Crave (CNRS/Univ Rennes 1) et Florence Massa (Région Bretagne) pour leur aide à l'interprétation et à la vulgarisation des résultats.

Table des matières

Avant-propos.....	1
Remerciements	1
Résumé.....	3
Introduction.....	4
1. Matériels et méthodes	6
1.1. Sites d'étude.....	6
1.1.1. La Lieue de Grève	7
1.1.2. La Baie de Douarnenez.....	8
1.2. Protocole de suivi	9
1.2.1. Le suivi TRANSCENDER	9
1.2.2. Le suivi par analyse au laboratoire	10
1.3. Rappels sur les transferts de nitrate dans les bassins versants	11
2. Résultats	13
2.1. Caractérisation des bassins versants et des conditions hydrométéorologiques	13
2.2. Evaluation de l'outil TRANSCENDER.....	16
2.3. Variation spatiales des débits et stabilité de l'allure des profils de concentration	17
2.4. Variations brusques liées à des objets visibles : source ponctuelle et plan d'eau.....	18
2.5. Des variations graduelles et monotones sur l'ensemble des profils.....	20
2.5.1. Cas de la baie de Douarnenez	20
2.5.2. Cas de la Lieue de grève	23
2.5.3. Une constante géochimique confirmée par les traceurs complémentaires	27
3. Conclusions.....	29
4. Annexes	30
5. Références.....	39

Résumé

L'objectif du projet DEMAIN (septembre 2018 – décembre 2019) est d'identifier les zones d'émission et d'abattement du nitrate, grâce à une mesure de la qualité de l'eau à une résolution spatiale fine : une mesure tous les 50 à 100m le long de profils de rivières. Environ 15 km de cours d'eau ont été cartographiés à quatre reprises au sein de huit sous-bassins versants (1-3.5 km²) des territoires de la baie de Douarnenez et de la Lieue de Grève. Ce travail a été rendu possible grâce au développement par la société TRANSCENDER d'un appareil de mesure portable, dont la haute précision a été confirmée par une comparaison avec 225 échantillons mesurés au laboratoire pour les paramètres nitrate et carbone organique dissous (COD). Les résultats ont montré une grande persistance de l'allure des profils de concentration entre dates de mesure, ce qui signifie qu'un nombre réduit de campagnes permet d'identifier les zones avec des concentrations hautes ou basses. Dans les contextes étudiés, il a été possible de localiser : 1) les sous-bassins versants les plus contributeurs, à condition de mesurer dans des rivières drainant des surfaces > 1-2 km² ; 2) des sources ponctuelles, dont la contribution est secondaire pour les flux d'azote mais peut révéler la présence d'autres polluants ; 3) des zones de résurgence de nappe chargées en nitrate, où il serait possible d'aménager des zones tampons. En revanche, les mesures à une résolution infra kilométrique sont avant tout le reflet de la structuration des voies d'écoulement, qu'il est difficile de distinguer d'éventuels gradients longitudinaux de pressions agricoles. Dans les contextes géologiques étudiés, notamment les bassins sur granite, il n'est donc pas conseillé de chercher à localiser les sources diffuses à l'échelle de la parcelle dans le cadre d'opérations de contrôle. Si toutefois des opérateurs en charge du contrôle de la qualité de l'eau procédaient à de telles mesures, nous recommandons de mesurer conjointement des débits afin d'évaluer quels flux représentent vraiment les concentrations très basses ou très élevées que l'on peut mesurer à ces échelles, et de mesurer des paramètres complémentaires comme le COD afin d'apprécier quelles voies d'écoulement sont captées. L'intérêt premier des mesures à cette échelle/résolution est d'améliorer la compréhension des voies d'écoulement dans les bassins versants et la vulgarisation de ces connaissances.

Introduction

Le phénomène des proliférations d'algues vertes en Bretagne est une manifestation des problèmes d'eutrophisation qui ont accompagné la modernisation de l'agriculture au lendemain de la seconde guerre mondiale (Le Moal et al., 2019; Steffen et al., 2015). L'eutrophisation anthropique a récemment été définie par une expertise collective française comme « le syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matières organiques induite par des apports anthropiques en phosphore et en azote » (Pinay et al., 2017). En contexte côtier, il est couramment admis que l'azote, présent majoritairement sous la forme de nitrate, est le facteur de contrôle principal de l'eutrophisation (Chevassus-au-Louis et al., 2012; Elser et al., 2007). Il est aussi établi que l'origine diffuse agricole des nitrates domine par rapport aux origines ponctuelles - agricoles, industrielles ou domestiques - dans les régions rurales comme la Bretagne (Dupas et al., 2015; Dupas et al., 2018). En Bretagne, du fait de la géologie de socle et du climat humide, l'évolution des flux d'azote à l'exutoire des bassins versants a étroitement suivi celle des surplus d'azote agricole, avec un décalage temporel de 10-20 ans correspondant au temps de transit médian de l'azote nitrique dans les bassins versants (Aquilina et al., 2012; Gascuel-Oudou et al., 2010; Molenat et al., 2002; Ruiz et al., 2002a; Ruiz et al., 2002b) (Annexe1). Cette co-évolution des surplus et des flux s'observe à la fois pendant la phase d'augmentation des concentrations, jusqu'aux années 2000, et pendant la phase de diminution, depuis les années 2000. L'optimisation des pratiques en réponse aux politiques publiques des années 1990-2000 a donc eu un effet positif avéré sur la diminution des flux et concentrations, mais cette amélioration montre aujourd'hui des signes de ralentissement.

Une interprétation agronomique possible de ce ralentissement est l'atteinte d'un état pseudo-stationnaire correspondant à une agriculture à la fertilisation raisonnée, mais sans changement de système majeur, depuis les années 1990. Il serait donc aujourd'hui nécessaire d'accompagner la transition des exploitations agricoles vers des systèmes à très basses fuites d'azote (Durand et al., 2015; Levain et al., 2015) et de proposer des solutions économiques aux baisses de revenus qui pourraient en découler. Pour cela, divers outils économiques peuvent être mis en œuvre, dont les paiements pour services environnementaux sur la base d'objectifs de résultats. Une interprétation plus policière de la stagnation des concentrations serait qu'une partie des agriculteurs ne respecteraient pas encore la réglementation, et ceci de manière suffisamment conséquente pour pénaliser les efforts des autres. Que l'on soit dans une optique de paiement pour services environnementaux basés sur des objectifs de résultats, ou une optique purement réglementaire, il est important de développer des méthodes permettant de cartographier les émissions de nitrate à une résolution spatiale fine. En outre, il est nécessaire pour interpréter des données de qualité de l'eau de distinguer l'effet des pressions (ici

les sources agricoles d'azote) de l'effet du milieu, qui conditionne les capacités d'abattement d'un paysage.

Or, la couverture spatiale des réseaux de suivis de la qualité de l'eau existant est beaucoup trop lâche pour guider l'action localement. Les stations de mesure « bilan » couvrent en effet des surfaces pouvant atteindre plusieurs centaines de km², tandis que les stations « évaluation », qui servent en interne à l'appui des décisions publiques, drainent des surfaces de tailles généralement supérieures à 5 km², soit l'équivalent d'environ 10 exploitations agricoles moyennes. Cette résolution spatiale des données utilisées pour le diagnostic et le suivi des actions ne concorde donc pas avec les échelles spatiales de décision des agriculteurs, c'est-à-dire les échelles de la parcelle ou de l'exploitation. Par ailleurs, l'hétérogénéité naturelle du milieu, qui peut faire varier la qualité de l'eau à l'échelle de quelques mètres (ex : zones de résurgence de nappe ou d'écoulement préférentiel, zones actives du point de vue de l'abattement des nitrates), ne peut pas être prise en compte dans la gestion avec les suivis actuels.

Les réseaux de suivi actuels ne permettent donc pas un diagnostic à une échelle appropriée, ni un suivi des actions au plus près du lieu de leur mise en œuvre. Les raisons de cette défaillance sont essentiellement d'ordre technique et financier. En effet, les analyses en laboratoire sont trop coûteuses pour multiplier les points de mesure dans un territoire et demandent une logistique importante lorsque le nombre d'échantillons prélevés est important. De plus, les outils de terrain qui permettent la mesure in situ sont limités à trop peu de paramètres d'intérêt ou sont peu précis. Enfin, la plupart des gestionnaires de l'eau ne disposent pas de ressources suffisantes pour assumer l'exploitation de grosses bases de données en interne. Le projet DEMAiN, porté par INRAE, a donc pour objectif de tester l'opportunité d'une mesure à très haute résolution spatiale, définie ici comme plusieurs dizaines de mesures par km² de bassin versant, pour mieux connaître le fonctionnement des bassins versants et permettre de mieux cibler les actions des gestionnaires. Ce projet a été rendu possible grâce au récent développement par la société TRANSCENDER (<https://projet-transcender.fr/>) d'un spectromètre UV-Vis portable à haute sensibilité à double trajet optique.

L'objectif du projet DEMAiN est de déterminer les zones d'émission et d'abattement du nitrate à une résolution spatiale fine, grâce à une mesure de la qualité de l'eau tous les 50 à 100m dans des bassins versants algues vertes de la baie de Douarnenez et de la Lieue de Grève. Plus précisément, le projet visait à répondre aux questions suivantes :

- Peut-on localiser avec précision les émissions suivantes :
 - Sous-bassins versants fortement contributeurs?

- Sources ponctuelles (rejet de ferme ou domestique, zone d'abreuvement)?
- Arrivées localisées d'eau de nappe au cours d'eau?
- Parcelles fortement émettrices?
- Peut-on localiser et quantifier avec précision l'abattement
 - Dans les plans d'eau?
 - Dans les zones humides?
 - Dans le compartiment souterrain (dénitrification autotrophe)?

Huit sous bassins-versants de taille $<3.5\text{km}^2$ ont été sélectionnés dans les territoires de la baie de Douarnenez et de la Lieue de Grève, pour répondre à ces questions.

Après avoir présenté les sites d'étude et le protocole de suivi (sections 1.2 et 1.2), nous rappellerons quelques notions sur les transferts de nitrate dans les bassins versants (section 1.3) avant de présenter les résultats et interprétations (section 2). La conclusion présentera quelques recommandations pour des applications opérationnelles du suivi à haute résolution spatiale.

1. Matériels et méthodes

1.1. Sites d'étude

Les sites d'étude du projet DEMaIN comportent huit cours d'eau situés sur deux des huit baies algues vertes de Bretagne : la Lieue de Grève et la Baie de Douarnenez. Les partenaires de ces deux territoires, qui se sont portés volontaires pour la réalisation du projet, ont choisi les huit sous-bassins versants à étudier. Trois cours d'eau sont situés sur le territoire de la Lieue de Grève, et cinq sur le territoire de la baie de Douarnenez (Figure 1).

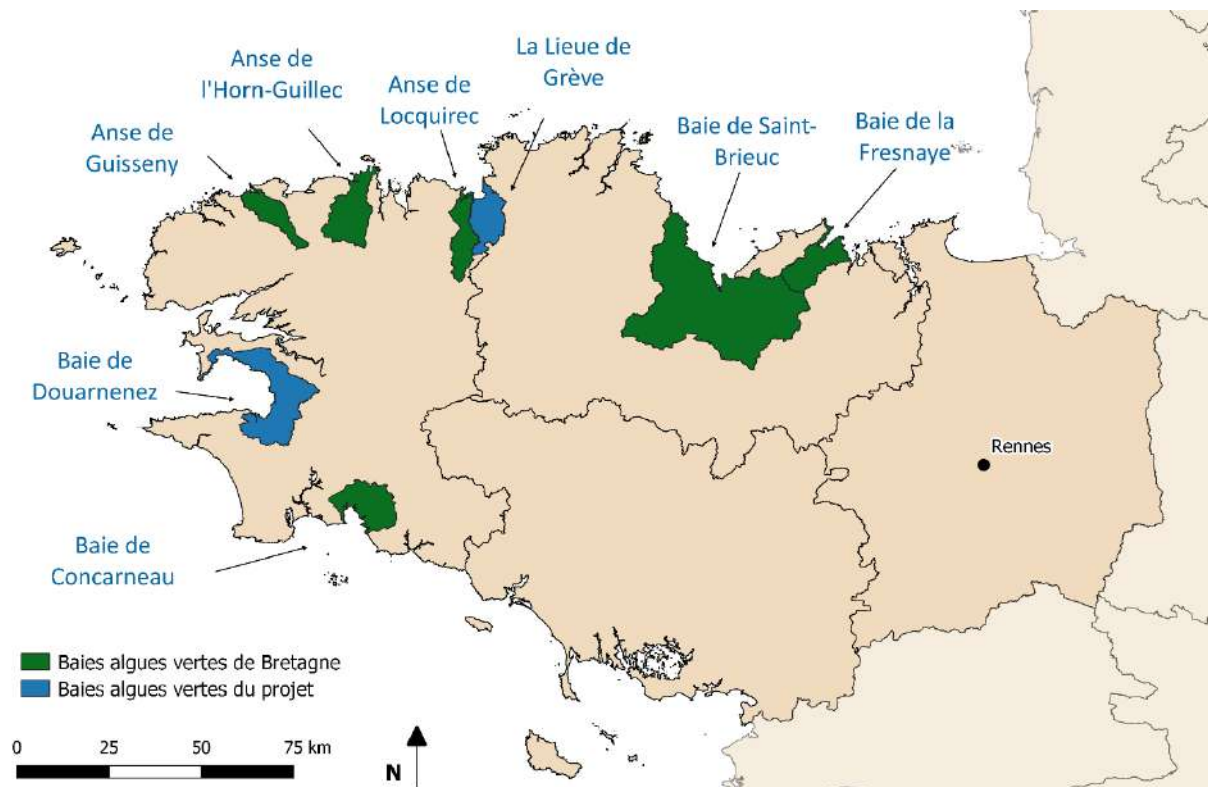


Figure 1 : Localisation des deux territoires où sont situés les huit sites d'étude

1.1.1. La Lieue de Grève

Le Comité des Bassins Versants de la Lieue de Grève (CBVLG) se trouve sur le territoire du SAGE de la Baie de Lannion, dans le département des Côtes d'Armor. La baie de la Lieue de Grève, une étendue sableuse d'environ 4 km de long située entre les communes de Saint-Michel-en-Grève et Plestin-les-grèves, est confrontée à la problématique des algues vertes depuis les années 1970. Elle a fait l'objet d'un premier plan de lutte contre les algues vertes durant les années 2010-2015 puis d'un second pour les années 2017-2021. La baie de la Lieue de Grève est, avec la baie de Saint-Brieuc, l'un des sites où ont lieu le plus d'échouages d'algues. C'est également sur cette baie qu'a eu lieu en 2009 la mort très médiatisée d'un cheval, ainsi que le malaise de son cavalier.

La Lieue de Grève est un territoire qui a déjà fait l'objet de plusieurs projets de recherche par le passé comme par exemple le projet ACASSYA, porté par l'INRA, qui visait à améliorer les connaissances sur les transferts d'azote dans les agro-écosystèmes ainsi que des recherches réalisées par l'INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) sur la toxicité des émanations de H_2S provoquées par les algues vertes.

Dans le cadre du projet DEMaIN, le CBVLG a donc sélectionné 3 secteurs à prospecter (Figure 2) sur la base de deux critères : une concentration en nitrates locale supérieure à celle de l'exutoire et la présence de zones humides sur plateau.

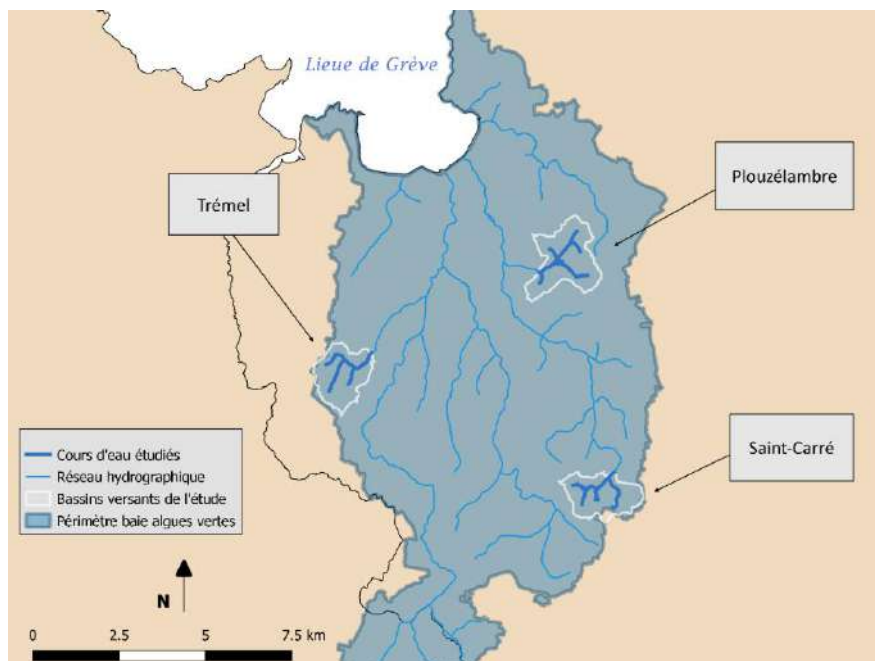


Figure 2 : Représentation cartographique de la Lieue de Grève.
Sources: IGN BD TOPO (réseau hydrographique), INRA (bassin versant).
Cartographie: Quentin DUVAL

1.1.2. La Baie de Douarnenez

Située dans le département du Finistère, la Baie de Douarnenez est touchée par plusieurs problèmes environnementaux comme celui des algues vertes mais également la présence de bactéries fécales sur certaines plages.

Moins touchée par le phénomène des marées vertes que la Lieue de Grève, la Baie de Douarnenez fait toutefois partie des huit baies algues vertes de Bretagne et a donc également fait l'objet d'un plan de gestion contre les algues vertes. Le SAGE de la Baie de Douarnenez a été approuvé le 21 décembre 2017 et est porté par l'« établissement public de gestion et d'aménagement de la baie de Douarnenez » (EPAB).

Dans le cadre du projet DEMaIN, l'EPAB a sélectionné cinq cours d'eau à prospecter (Figure 3) principalement en fonction de leurs fortes concentrations en nitrates d'après une campagne de mesures ponctuelles étendue à tout le territoire du SAGE.

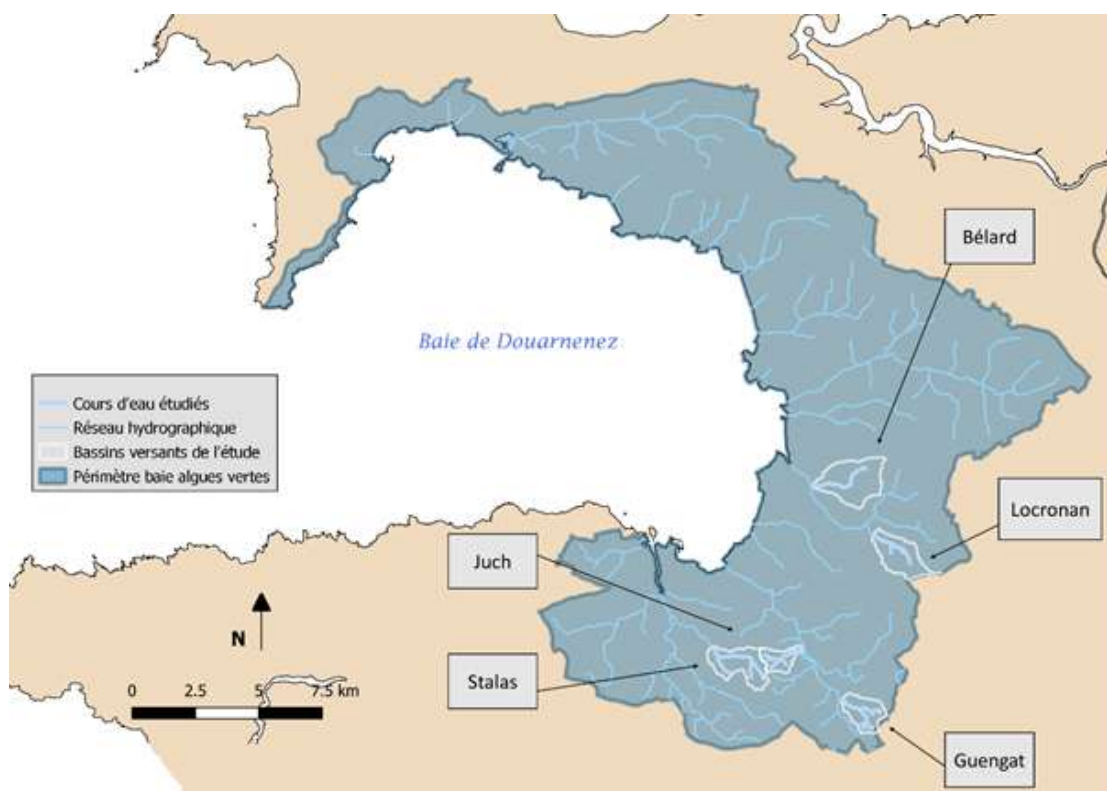


Figure 3 : Représentation cartographique de la Baie de Douarnenez.
Sources: IGN BD TOPO (réseau hydrographique), INRA (bassin versant). Cartographie: Quentin DUVAL

1.2. Protocole de suivi

Des suivis longitudinaux de la qualité de l'eau ont été réalisés avec l'outil TRANSCENDER sur 300 points répartis sur les huit sous-bassins versants d'étude, à quatre dates. Parmi ces 300 points, 60 ont aussi été analysés par des techniques classiques de laboratoire, pour évaluer l'outil TRANSCENDER et obtenir une information complémentaire grâce à des paramètres chimiques non mesurés par TRANSCENDER. Quatre campagnes de mesure ont été réalisées pour couvrir la variabilité saisonnière des conditions hydrométéorologiques : novembre 2018, mars 2019, juin 2019 et septembre-octobre 2019.

1.2.1. Le suivi TRANSCENDER

Le « laboratoire portable » développé par la société TRANSCENDER est contenu dans un sac à dos (Figure 4).

L'eau à analyser est injectée dans l'appareil à l'aide d'une pompe plongée dans le cours d'eau (Figure 5). Une sonde multi-paramètres située dans l'appareil permet de mesurer directement la conductivité électrique, la température, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la turbidité ainsi que le taux de dioxygène de l'eau prélevée.



Figure 4 : Photographie de l'appareil de mesure

L'eau est ensuite analysée à l'aide d'un spectromètre UV-visible qui permet d'identifier le type de molécules présentes en fonction de leur absorbance. L'appareil dispose d'un double trajet optique qui

permet de s'adapter aux différents niveaux de concentrations. Ce spectromètre permet d'obtenir les concentrations en nitrates et en COD (carbone organique dissous) (Causse et al., 2017).

L'eau est ensuite rejetée et les résultats sont obtenus après quelques secondes. Pour chaque point de mesure, l'ensemble de la procédure dure environ 1 minute.

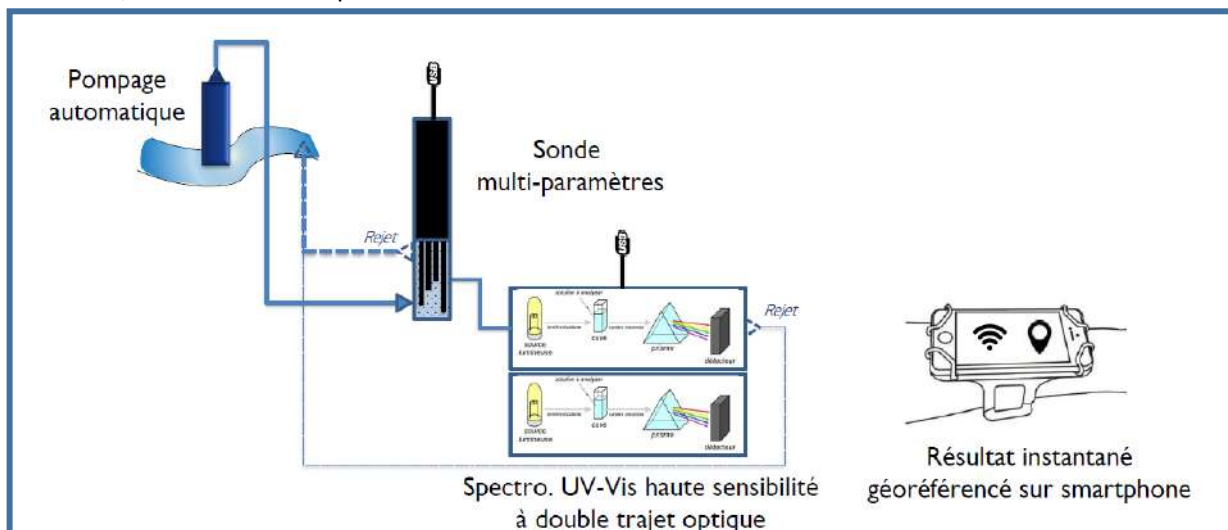


Figure 5 : Schéma du fonctionnement du laboratoire portable élaboré par TRANSCENDER. Source : TRANSCENDER

1.2.2. Le suivi par analyse au laboratoire

En plus des mesures réalisées par le laboratoire portable, des prélèvements d'eau ont été effectués sur 60 points pour évaluer la performance de TRANSCENDER et analyser des paramètres complémentaires de la qualité de l'eau. Ces analyses concernaient les concentrations en nitrates et en Carbone Organique Dissous (COD), en Carbone Inorganique Dissous (CID), en ions chlorure (Cl^-), en ammonium (NH_4^+), en nitrites (NO_2^-), en silice dissoute (Si), en sulfates (SO_4^-), en orthophosphates (PO_4^{3-} ou SRP), en azote total et en phosphore total. Les analyses de COD ont été réalisées par le laboratoire de l'OSUR (Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes - Géosciences), tandis que les autres analyses ont été effectuées par le laboratoire de l'INRA.

Sur chacun de ces points, nous avons prélevé 3 échantillons d'eau. L'un des trois échantillons était composé d'eau non-filtrée, directement injectée dans le flacon à l'aide d'une seringue. Cet échantillon était destiné aux analyses de phosphore total. Les deux autres échantillons correspondaient à des

échantillons d'eau filtrée directement sur le terrain, l'un à partir d'un filtre à 0,2 µm destiné aux analyses de COD, et l'autre à partir d'un filtre à 0,45 µm destiné à l'analyse des autres solutés.

La filtration in situ des échantillons est primordiale afin d'éviter que d'éventuelles réactions chimiques dues à la présence de matière organique aient lieu dans les flacons. Concernant les concentrations en COD, une filtration retardée des échantillons est susceptible d'engendrer des écarts importants (supérieurs à 5%) entre les valeurs mesurées et les réelles concentrations du cours d'eau. Il est donc primordial d'avoir recours à ces filtrations directement sur le terrain afin d'obtenir les valeurs les plus fiables possible.

Une fois prélevés, les échantillons étaient placés dans une glacière, et analysés aussi rapidement que possible par les laboratoires de l'INRA et de Géosciences Rennes (le plus souvent le lendemain, au maximum quelques jours après la phase de terrain). Comme nous avons pu le constater à plusieurs reprises sur le terrain, le laboratoire portable permet un échantillonnage bien plus rapide que les méthodes traditionnelles de prélèvement, surtout lorsqu'elles ces dernières sont couplées à des filtrations in situ.

En plus de ces prélèvements d'eau, des mesures de débits par dilution de sel ont été effectuées lors de la 3ème campagne de mesure (juin 2019) sur les cours d'eau du « Douarnenez 1 » et de « Lieue de Grève 1 ».

1.3. Rappels sur les transferts de nitrate dans les bassins versants

Cette partie n'a pas vocation à reprendre l'ensemble des ressources documentaires grand public réalisées par le CSEB, le CRESEB ou l'Observatoire de l'environnement en Bretagne, mais de rappeler quelques clés d'interprétation en lien avec les résultats du projet DEMAiN. Nous recommandons au lecteur de consulter les fiches « fuites d'azote » du CRESEB et « Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : recueil de fiches techniques & scientifiques » du CSEB. Il faut notamment retenir de ces fiches que 90 à 95% des nitrates qui se retrouvent dans le cours d'eau transitent d'abord par la nappe superficielle, que l'abattement du nitrate peut se produire au contact de la roche ou dans les zones humides ripariennes, et que le levier agricole est primordial pour limiter ces transferts, les leviers liés aux éléments paysagers tels que les haies étant secondaires pour le paramètre nitrate.

Le projet de recherche ADAM, portant sur 159 bassins versants bretons, a montré une corrélation positive forte entre surplus agricole et concentration médiane inter-annuelle en nitrate (Guillemot et al., 2020). Il a aussi montré une corrélation négative entre carbone organique dissous et nitrate, causée en partie par des processus d'abattement du nitrate liés à la dynamique de la matière organique.

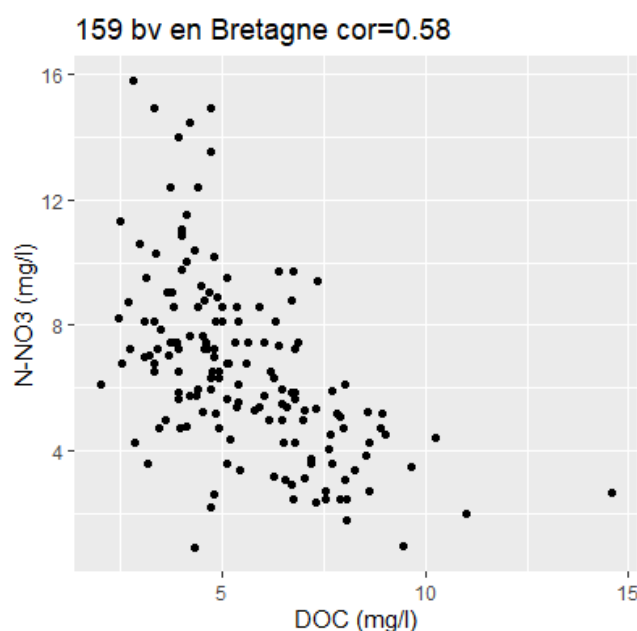


Figure 6 : Corrélation négative entre concentration médiane en nitrate et carbone organique dissous dans 159 bassins versants bretons, résultat du projet ADAM.

Il faut aussi rappeler le rôle structurant d'un bassin versant, qui agit comme un intégrateur spatio-temporel. Dans le schéma de la Figure 7, on rappelle que la rivière est alimentée par la nappe et qu'elle draine des voies d'écoulement qui ont suivis des trajets différents, avec des âges différents. Aussi les voies d'écoulement les plus profondes peuvent amener de l'eau d'âge >30 ans tandis que les voies d'écoulement les plus superficielles peuvent conduire l'eau en moins d'un an. On parle de distribution de temps de transit, souvent résumée par sa moyenne. Il faut noter dans ce schéma que les trois dimensions de l'espace sont liées entre elles et avec la dimension temporelle : d'amont en aval, les cours d'eau drainent des écoulements de plus en plus anciens, profonds et d'origine éloignée de la rivière.

Il faut donc s'attendre à ce que cette structuration des voies d'écoulement dans les bassins versants marque l'allure des profils de concentration mesurés par le projet DEMAiN. Autrement dit, les profils longitudinaux de concentration mesurés par Transcender seront en partie le reflet de la stratification verticale des concentrations dans la nappe, telle qu'on pourrait la mesurer dans des piézomètres placés à différentes profondeurs. Même avec des usages de sols et des pratiques homogènes, les profils longitudinaux montreraient des tendances d'amont en aval. Se pose alors la question de savoir s'il sera possible de repérer les différents types d'émissions (sous-bassins versants fortement contributeurs, sources ponctuelles, arrivées localisées d'eau de nappe, parcelles fortement émettrices) ou si ces dernières seront masquées par la structure naturelle des bassins versants. Pour distinguer l'hétérogénéité spatiale des concentrations en nitrate liée aux pratiques agricoles et au milieu, d'autres solutés (comme le COD) sont mesurés comme traceurs des voies d'écoulement et temps de résidence.

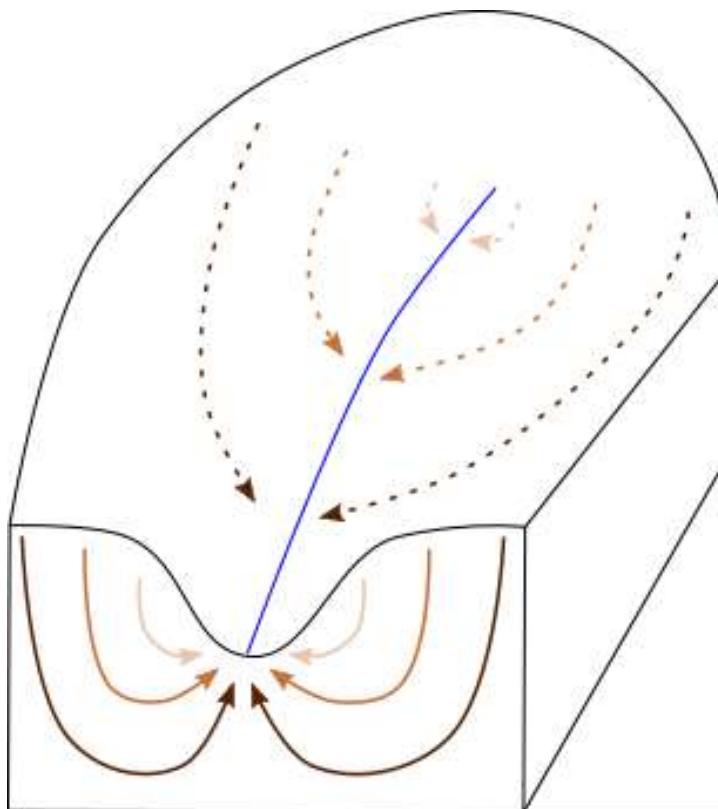


Figure 7 : Voies d'écoulement de l'eau et du nitrate dans un bassin versant. Les flèches claires représentent les voies d'écoulement superficielles et rapides (<5 ans), les flèches foncées représentent les voies d'écoulement profondes et lentes (>20 ans). Selon l'histoire et les propriétés du bassin versant, les voies d'écoulement superficielles peuvent transférer des concentrations plus élevées que les profondes, ou l'inverse.

2. Résultats

Dans la partie résultat, les noms des sous-bassins versants sont remplacés par un numéro pour anonymiser les données, dans un contexte où une mauvaise interprétation de ces résultats peut conduire à accuser à tort certains agriculteurs d'avoir de mauvaises pratiques. Toujours dans un souci d'anonymisation des données, mais aussi de clarté, les profils de concentration sont représentés sous forme de graphiques, avec les distances à l'exutoire sur l'axe des x et les concentrations sur l'axe des y, plutôt que sous la forme de cartes.

2.1. Caractérisation des bassins versants et des conditions hydrométéorologiques

Les huit sous-bv sont à dominance agricole (71-85%) à l'exception de Douarnenez 5 qui comporte une partie de l'aire urbaine de Locronan. Si le pourcentage de terre agricole est relativement stable d'une année à l'autre, le pourcentage de cultures est susceptible de varier au gré des rotations, il est donc donné ici à titre indicatif pour l'année 2017. La taille des sous-bv varie entre 1.1 et 3.5 km², ce qui signifie que les points de mesure au sein de ces sous-bv drainent des aires bien inférieures (quelques dizaines d'ha). La géologie dominante est de la famille des granites pour six sous-bv sur huit, les bassins sur schiste n'étant représentés que par deux sous-bv dont un interprété à part étant donné la présence

de la ville de Locronan. La proportion de sous-bv sur granite et schiste n'est donc pas représentative de la Bretagne, où le schiste domine. En revanche, les territoires alimentant les baies algues vertes sont très majoritairement sur granite.

Enfin, il faut noter que les bassins versants Lieue de Grève 1 et 2 comportent deux types de géologie, qui déterminent l'hydrologie de ces bassins versants : les amonts sont constitués de zones humides sur plateau (monzogranite), tandis que l'aval est mieux drainé, naturellement ou par l'ajout de drains enterrés (granodiorite).

Tableau 1 : Propriétés des bassins versants étudiés.

Bassin versant	Terres agricoles (%)	Cultures (%)	Zones humides effectives (%)	Superficie (km ²)	Type de géologie
Douarnenez 1	85	48,3	5,3	2,5	Granite
Douarnenez 2	79,8	37	5,7	1,1	Granite
Douarnenez 3	82,8	59,2	3,9	3,5	Schiste
Douarnenez 4	84,1	45,3	4,7	1,7	Granite
Douarnenez 5	53,7	31,1	4,3	2,4	Schiste
Lieue de Grève 1	80,1	31,6	16,8	2,9	Granite
Lieue de Grève 2	77,8	38,6	19,4	2,2	Granite
Lieue de Grève 3	70,7	25,5	11,4	2,2	Granite

Quatre campagnes de mesure ont été réalisées pour couvrir la variabilité saisonnière des conditions hydro-météorologiques : novembre 2018, mars 2019, juin 2019 et septembre 2019. La Figure 8 représente les débits aux quatre dates de mesure pour des stations limnimétriques voisines de nos sites d'étude : le Ris pour les sous-bassins versant de la baie de Douarnenez et le Yar pour les sous-bassins versants de la Lieue de grève. On constate que l'objectif d'échantillonner dans des conditions de débit différentes mais stables, c'est-à-dire hors périodes de grandes crues, a été respecté.

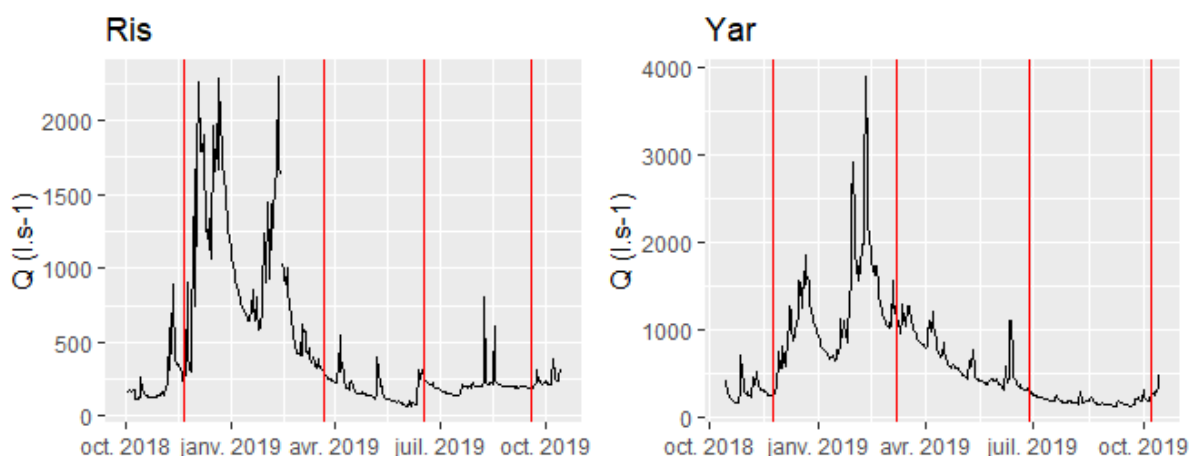


Figure 8 : Débit mesuré à des stations limnimétriques voisines des sous-bv de la baie de Douarnenez (Ris) et de la Lieue de Grève (Yar)

Le tableau 2 synthétise les conditions météorologiques des trois jours précédant chaque campagne de mesure. Les températures ont varié entre 3°C pour les conditions les plus froides et 20°C pour les plus chaudes. On observe aussi que certaines dates de campagnes de mesure ont pu être influencées par des pluies, comme la campagne 4 sur les sous-bv de la Lieue de Grève.

Tableau 2 : Conditions météorologiques moyennes (température et pluie) au cours des trois jours précédant chaque campagne. Données SAFRAN, Météo France.

campagne	date	territoire	bv	Température moyenne 3j (°C)	Pluie moyenne 3j (mm/jour)
1	22/11/2018	Dz	1	3.3	0.4
1	21/11/2018	Dz	2	3.8	0.1
1	20/11/2018	Dz	3	4.4	0.1
1	21/11/2018	Dz	4	3.8	0.1
1	20/11/2018	Dz	5	4.4	0.1
1	26/11/2018	LdG	1	5.6	1.4
1	23/11/2018	LdG	2	4.7	0.9
1	24/11/2018	LdG	3	5.3	1.3
2	21/03/2019	Dz	1	9.0	0.4
2	23/03/2019	Dz	2	9.3	0.1
2	22/03/2019	Dz	3	9.5	0.2
2	23/03/2019	Dz	4	9.3	0.1
2	22/03/2019	Dz	5	9.5	0.2
2	07/03/2019	LdG	1	9.1	3.6
2	08/03/2019	LdG	2	8.5	3.5
2	09/03/2019	LdG	3	8.5	3.0
3	19/06/2019	Dz	1	14.9	2.8
3	18/06/2019	Dz	2	15.1	3.0
3	17/06/2019	Dz	3	14.5	1.8
3	18/06/2019	Dz	4	15.1	3.0

3	17/06/2019	Dz	5	14.5	1.8
3	27/06/2019	LdG	1	18.7	0.4
3	28/06/2019	LdG	2	20.1	0.1
3	26/06/2019	LdG	3	17.0	2.5
4	20/09/2019	Dz	1	15.0	0.0
4	19/09/2019	Dz	2	15.0	0.1
4	18/09/2019	Dz	3	15.2	0.1
4	19/09/2019	Dz	4	15.0	0.1
4	18/09/2019	Dz	5	15.2	0.1
4	08/10/2019	LdG	1	13.4	6.5
4	07/10/2019	LdG	2	13.9	6.6
4	06/10/2019	LdG	3	14.3	3.1

2.2. Evaluation de l'outil TRANSCENDER

Le laboratoire portable TRANSCENDER combine un algorithme validé sur spectrophotomètre de laboratoire (Causse et al., 2017) et un système spectrophotométrique miniaturisé et adapté aux conditions de terrain. La performance de l'outil a été validée dans le contexte du projet DEMaIN. Les résultats montrent un coefficient de détermination supérieur à 0.9, sur 211 à 225 points de mesure aussi analysés au laboratoire, ce qui est excellent pour un outil de terrain. Il faut noter que la précision moindre de l'appareil sur le paramètre carbone organique dissous (COD) était attendue, du fait que le COD regroupe plusieurs types de molécules organiques aux propriétés optiques différentes, contrairement au nitrate.

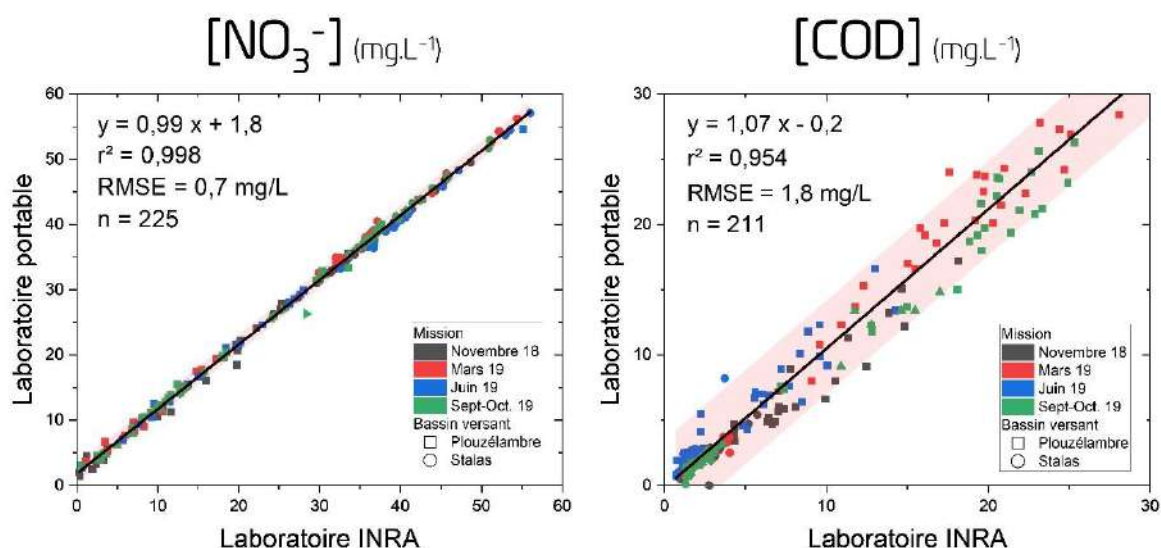


Figure 9 : Evaluation de l'outil TRANSCENDER

2.3. Variation spatiales des débits et stabilité de l'allure des profils de concentration

La Figure 10 présente la variabilité spatiale des « débits spécifiques », c'est-à-dire les débits rapportés à la surface de l'aire drainée, en juin 2019. Le débit spécifique est censé rester stable le long du cours d'eau si ce dernier reçoit de l'eau de manière proportionnelle à la surface drainée, donc si les flux d'eau sont homogènes. Une variation implique que les flux d'eau sont répartis de manière hétérogène et sont plus ou moins concentrés en certaines points. Si une seule date de mesure ne suffit pas à faire une interprétation quantitative de ces débits, on peut toutefois observer l'augmentation des débits spécifiques d'amont vers l'aval correspondant au schéma de la Figure 7. Cette évolution longitudinale signifie que les cours d'eau situés le plus à l'amont présentent un déficit de débit, qu'ils ne drainent pas tout leur bassin versant topographique. Les points amont drainent donc des eaux plus jeunes (boucles d'écoulement superficielles et locales), tandis que les points aval drainent l'ensemble de leur bassin versant en incluant les eaux plus vieilles (boucles d'écoulement plus profondes et longues). On comprend alors aisément qu'à cette échelle de bassins versants de très petite taille, il ne faudra pas interpréter la valeur absolue de la concentration en nitrate mesurée en un point, puisqu'on jugerait alors le sous-bassin versant sur seulement une partie de son flux. Par exemple à 1250m de l'exutoire de Lieue de Grève, interpréter la valeur absolue de la concentration reviendrait à juger le sous-bassin versant sur 39% de son flux environ, alors que les 61% restants rejoindront le cours d'eau plus à l'aval en ayant subi un taux d'abattement différent (Figure 10).

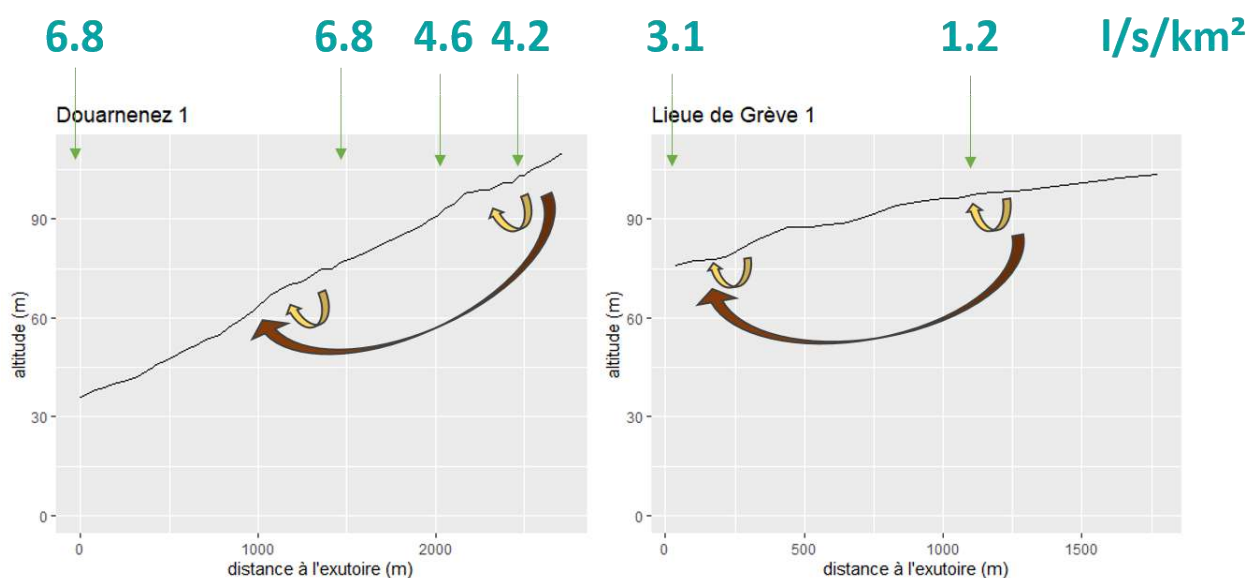


Figure 10 : Débits spécifiques mesurés en Juin 2019.

Les concentrations en nitrate et autres paramètres de la qualité ne varient pas uniquement dans l'espace, qui est le sujet du projet DEMaIN, mais aussi dans le temps, comme le montrent les suivis régionaux mensuels. La suite du rapport analyse les profils longitudinaux de concentration à quatre

dates, sans interpréter les niveaux de concentration dans l'absolu comme expliqué dans le paragraphe précédent. Il est alors essentiel de vérifier que l'allure de ces profils, croissants ou décroissants, avec des variations brusques ou graduelles, reste la même d'une date à l'autre. L'indice de stabilité de (Abbott et al., 2018) varie entre 0.6 et 1, ce qui signifie que les profils ont la même allure quelle que soit la saison, même si des événements pluvieux mineurs perturbent la mesure (tableau 2). Cette stabilité de l'allure des profils est illustrée par la Figure 11. Elle signifie que les facteurs de contrôle dominants de la forme des profils (localisation des sources ponctuelles et diffuses, forme et taille des bv, nature des lignes d'écoulement, etc) sont également stables dans le temps. La suite du rapport présentera le profil moyen sur les quatre dates, les profils détaillés étant consultables en annexe 2.

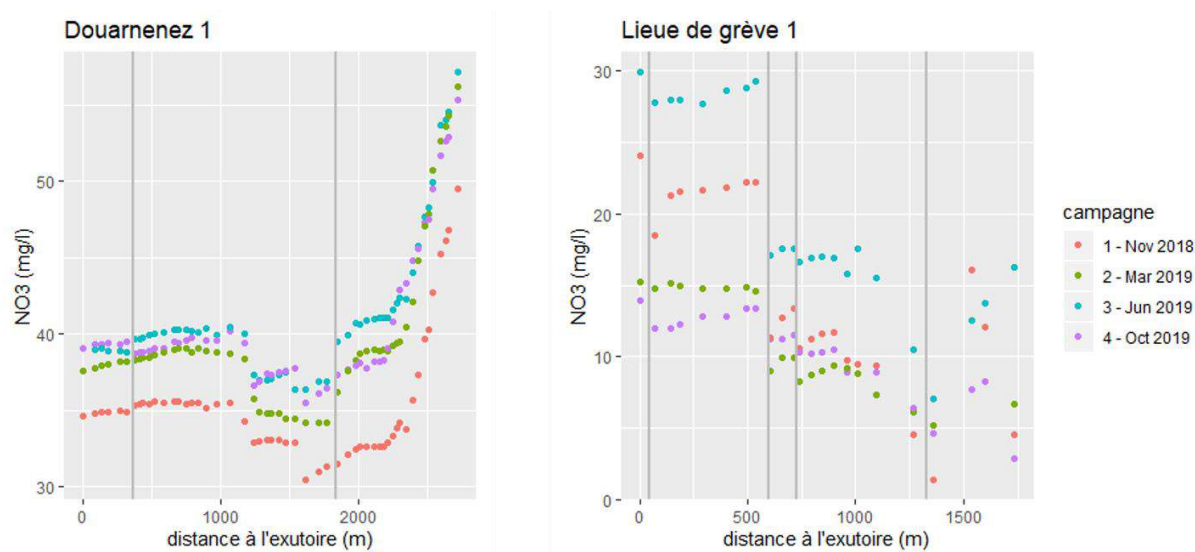


Figure 11 : Exemple de deux profils de concentration en nitrate, permettant d'illustrer le concept de stabilité de l'allure des profils. Les lignes verticales grises représentent les affluents. L'aval est placé à gauche des graphiques.

2.4. Variations brusques liées à des objets visibles : source ponctuelle et plan d'eau

La Figure 12 présente un zoom du profil de concentration de Douarnenez 1, déjà présenté en Figure 11, entre 500m et 1500m de l'exutoire. On observe un saut des concentrations en nitrate d'environ 2 mg/l, accompagné d'une élévation des concentrations en COD et ammonium, suivi d'une baisse progressive des trois concentrations. Plusieurs éléments indiquent une source ponctuelle :

- La variation soudaine en nitrate, mais qui a elle seule ne suffit pas à conclure à la présence d'une source ponctuelle, puisqu'une arrivée localisée d'eau souterraine chargée en nitrate pourrait avoir le même effet.
- L'augmentation conjointe du nitrate et du COD, alors que ces deux paramètres ont généralement des variations opposées (Figure 6) dans le cas de transferts diffus.
- L'allure du spectre TRANSCENDER qui indique une matière organique dissoute de nature différente à cet endroit (non montré).

- La présence d'ammonium.

La mesure de l'ammonium confirme l'interprétation mais elle n'est pas indispensable puisque d'autres covariables suffisent à conclure. Dans le cas précis de cette source ponctuelle, la proximité à la fois d'un corps de ferme et d'une parcelle pâturée potentiellement « parking » ne nous a pas permis de trancher entre une origine liée à un rejet ou à une forte concentration d'animaux.

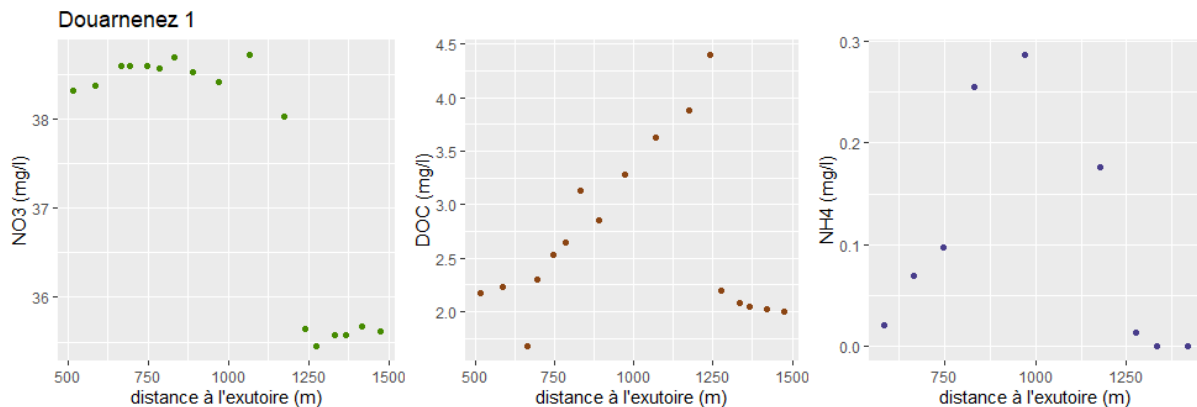


Figure 12 : Identification d'une source ponctuelle grâce aux paramètres nitrate, carbone organique dissous et ammonium.

Si cette source ponctuelle est facilement identifiable avec la mesure spatialisée, il faut relativiser son importance sur le bilan des flux d'azote : l'augmentation localisée de 2mg/l représente une augmentation de 5% qui est visible ici dans un bassin de très petite taille mais ne le serait plus dans un bassin plus grand. Il s'agit d'ailleurs de la seule source ponctuelle agricole identifiée sur 15 km de cours d'eau cartographiés, ce qui conforte les résultats de précédents travaux concluant à une origine majoritaire diffuse du nitrate. Cette émission ponctuelle reste malgré tout un problème à traiter car elle pourrait aussi être une source de contamination fécale, sujet particulièrement important actuellement dans la baie de Douarnenez.

La Figure 13 présente un zoom sur le profil de Douarnenez 4, entre 0 et 1600m, à l'endroit d'un plan d'eau (lui-même très proche d'un affluent). Ici les concentrations en nitrate chutent brusquement, tandis que les concentrations en COD augmentent. Cette baisse de 8 mg/l environ est attribuable à un abattement de nitrate dans le plan d'eau, du fait du prélèvement par des végétaux ou de la dénitrification. Même si, comme pour la source ponctuelle, il ne faut pas sur interpréter ces variations étant donnée la faible surface du sous-bv amont, ces données suggèrent un possible conflit entre un objectif de restauration de la continuité écologique des cours d'eau, qui demanderait de supprimer cet obstacle à l'écoulement, et un objectif de baisse des flux de nitrate (Carluer et al., 2016; Passy et al., 2012). Un échantillonnage spécifique sur un plus grand nombre de plans d'eau serait nécessaire pour mieux connaître leur effet sur les flux de nitrate.

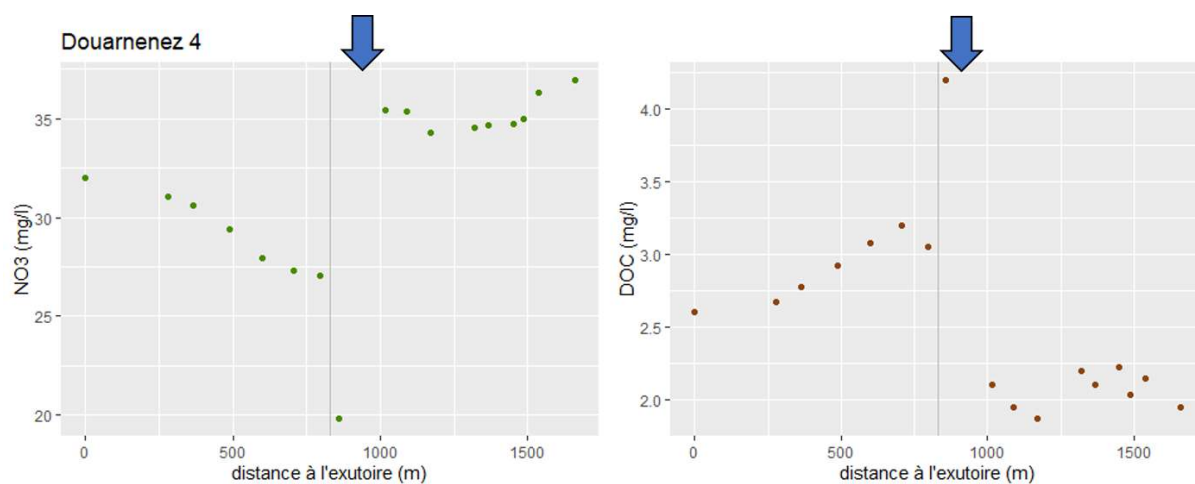


Figure 13 : Evolution des concentrations en nitrate et carbone organique dissous à l'endroit d'un plan d'eau, indiqué par la flèche bleue.

2.5. Des variations graduelles et monotones sur l'ensemble des profils

2.5.1. Cas de la baie de Douarnenez

Dans ce paragraphe, nous commenterons les cas des sous-bassins Douarnenez 1 en amont de la source ponctuelle, Douarnenez 2, Douarnenez 3 et Douarnenez 5. Le profil de Douarnenez 4 est surtout marqué par la présence d'un plan d'eau, son allure est déjà décrite dans la Figure 13.

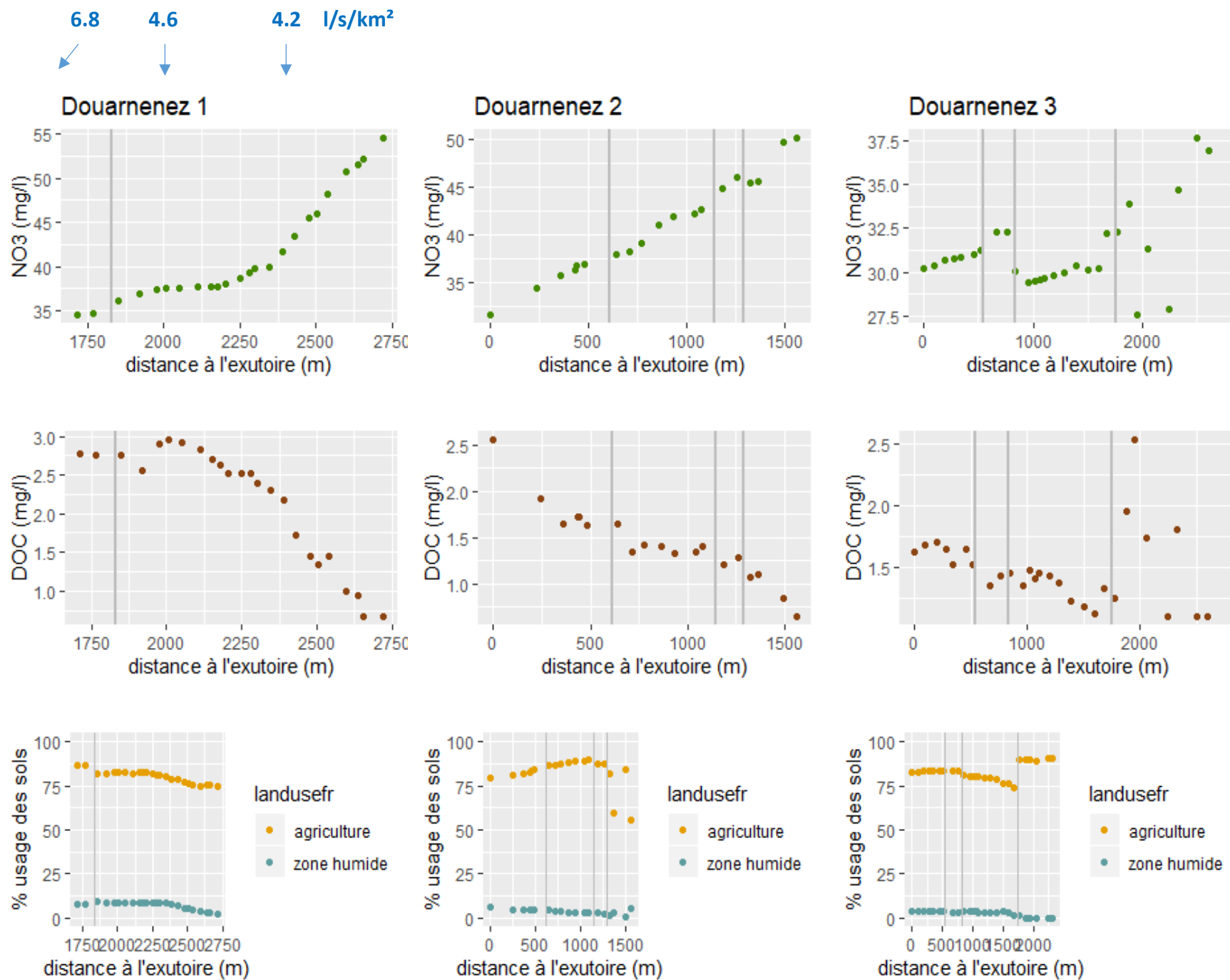


Figure 14 : Profils de concentration des bassins versants de la baie de Douarnenez. L'aval est placé à gauche des graphiques.

Les profils de Douarnenez 1, 2 et 3 montrent une diminution des concentrations en nitrate d'amont en aval. Ces profils monotones décroissants sont parfois bruités par l'arrivée d'un affluent, ou du fait de hauteurs d'eau très faibles perturbant la mesure dans les amonts de Douarnenez 3. Ce profil décroissant monotone du paramètre nitrate est le miroir du paramètre COD, notre marqueur des voies d'écoulement et des conditions biogéochimiques. Il ne reflète absolument pas le pourcentage d'occupation des sols agricoles, mais parfois celui du pourcentage de zones humides (cas de Douarnenez 1). On en déduit donc que cette allure de profil décroissante résulte principalement de la structuration naturelle du bassin versant, comme attendu d'après la Figure 7.

Le contrôle dominant de l'hydrologie sur ces profils de concentrations est aussi reflété par la mesure de débit spécifique qui augmente là où les concentrations diminuent (Douarnenez 1). Le 19 juin 2019, les débits spécifiques mesurés étaient de 4.2, 4.6 et 6.8 l/s/km² au niveau de trois points de mesure espacés de 500m environ d'amont en aval (Figure 14), et dont les concentrations s'élevaient à 45.8, 40.6 et 36.4 mg/l, respectivement. Les flux d'azote obtenus en multipliant débit par concentrations s'élèvent à 38, 36 et 48 gN/jour/ha, respectivement. Le point à la concentration la plus élevée a un flux spécifique (par unité de surface) plutôt faible. Juger l'émission des parcelles amont par ces flux serait tout aussi absurde que de les juger par les concentrations mesurées, puisque les points de mesure ne captent qu'une partie de l'écoulement et l'on ne connaîtra la concentration/flux de la partie souterraine de l'écoulement qu'après qu'une résurgence de nappe ait eu lieu plus en aval.

L'effet d'un éventuel gradient de pression diffuse agricole sur les profils de concentration serait difficile à mettre en évidence : l'existence d'un tel gradient affecterait la pente de ces profils, mais il n'est pas possible de déterminer la pente que devrait avoir ce profil dans le cas d'un bassin versant aux pressions agricoles parfaitement homogènes. Ce profil décroissant du nitrate semble clairement dominer dans les bassins versants sur granite (Douarnenez 1 et 2), mais il apparaît moins net dans le bassin versant sur schiste (Douarnenez 3) pour lequel nous n'avons pas de duplicat.

Dans le cas de Douarnenez 1, il est intéressant de noter que les concentrations convergent vers une valeur presque stable à 1750m de l'exutoire (Figures 11 et 14), qui correspond à la taille critique d'un bassin versant à partir de laquelle le cours d'eau draine la plus grande part des voies d'écoulement dans ce contexte. D'ailleurs, c'est aussi la taille de bassin versant où le débit spécifique semble se stabiliser puisqu'on observe le même débit spécifique à l'exutoire et à 1533m de l'exutoire (Figure 10).

Le bassin versant Douarnenez 5 est aussi sur schiste mais il ne peut pas être considéré comme un réplique de Douarnenez 3, étant donné son fort gradient d'usage des sols. En effet, la source du ruisseau de Douarnenez 5 s'écoule depuis une zone urbaine jusqu'à une zone agricole. Pour ce bassin versant, le profil du nitrate reflète

celui de l'usage agricole des sols. Le profil du nitrate est aussi positivement corrélé au COD, alors que nitrate et COD s'opposent habituellement (Figures 6 et 14). Cela signifie qu'un gradient de pression agricole suffisamment fort peut bien entendu marquer le profil du nitrate à résolution infra kilométrique, mais il est généralement difficile de faire la part des deux effets dans les cas où le gradient de pression agricole n'est pas connu. Le paramètre COD est essentiel pour une estimation non-quantitative de chacun des deux effets.

En conclusion, nous considérons que les profils sont surtout le reflet de la structuration naturelle des voies d'écoulement dans les bassins versant Douarnenez 1, 2, 3, et des pressions agricoles pour Douarnenez 5.

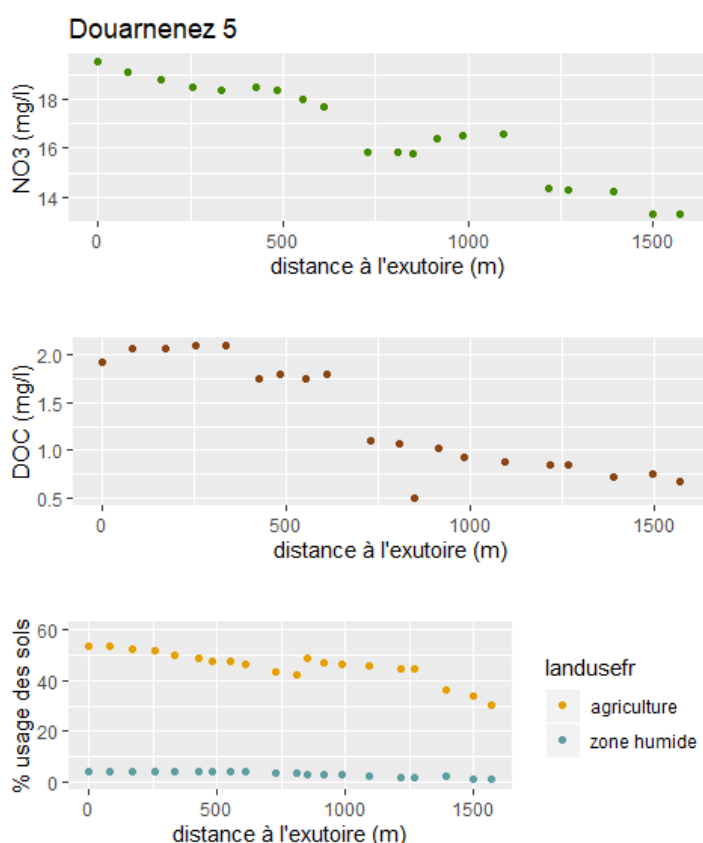


Figure 15 : Profils longitudinaux moyens de Douarnenez 5. A noter la présence d'une STEP à 615m de l'exutoire. L'aval est placé à gauche des graphiques.

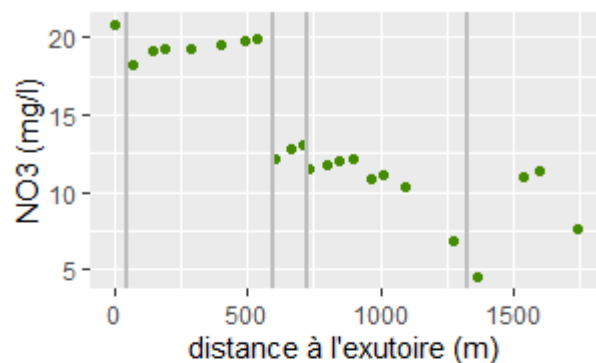
2.5.2. Cas de la Lieue de grève

Contrairement à Douarnenez, nous avons cartographié l'ensemble des affluents des sous-bassins versants de la Lieue de Grève. Les profils sur le linéaire principal sont présentés dans la Figure 16, et les deux affluents principaux de Lieue de Grève 1 (A3 et A4) sont présentés dans la Figure 17.

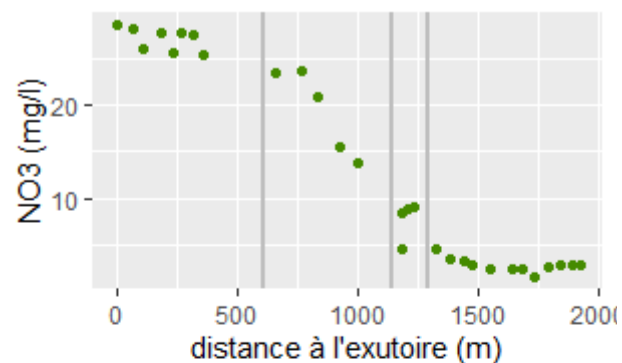
3,1

1,2 l/s/km²

Lieu de Grève 1



Lieu de Grève 2



Lieu de Grève 3

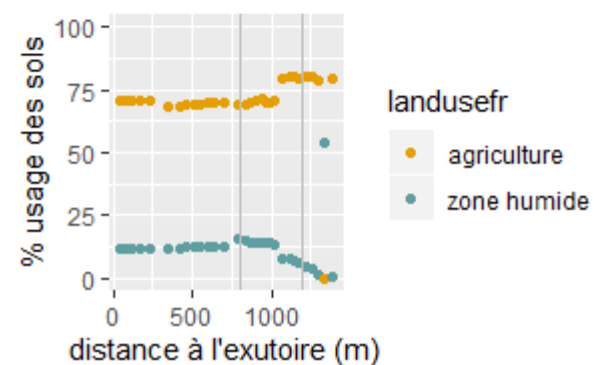
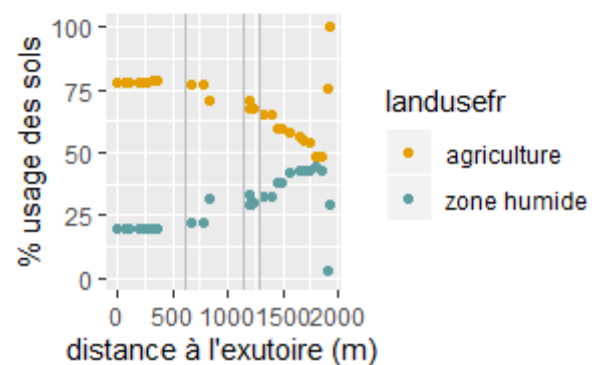
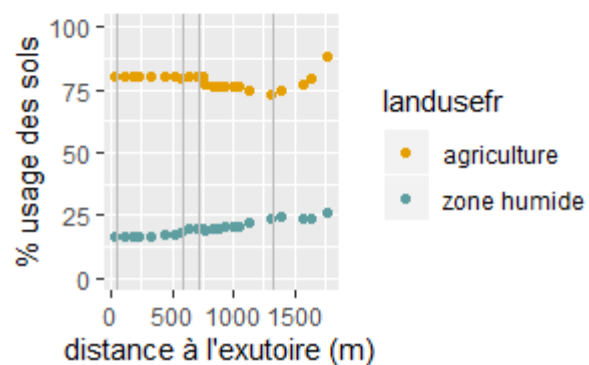
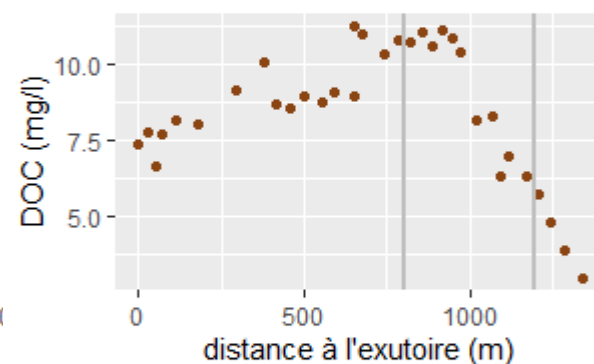
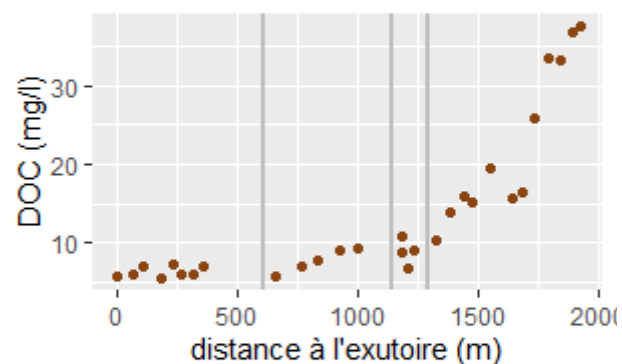
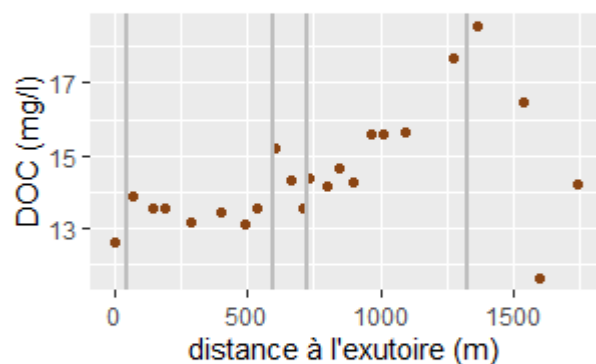
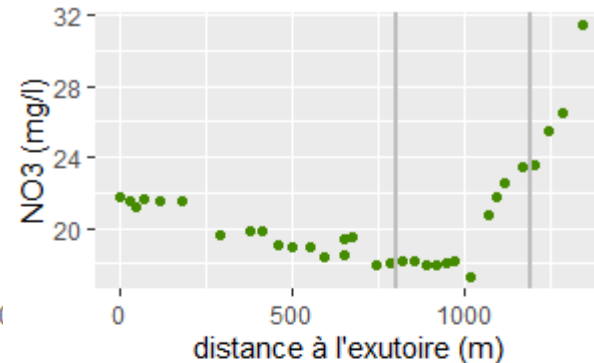


Figure 16 : Profils de concentration des bassins versants de la Lieue de Grève. L'aval est placé à gauche des graphiques.

A l'image de Douarnenez 1, Lieue de Grève 3 présente une diminution des concentrations d'amont en aval, suivie d'une quasi-stagnation, voire d'une faible remontée des concentrations. Le lien avec le paramètre DOC et l'usage des sols est identique aux bassins versants de Douarnenez ; les facteurs de contrôle sont donc vraisemblablement les mêmes que dans la baie de Douarnenez.

A l'inverse, les profils de Lieue de Grève 1 et 2, tout comme les profils des affluents A3 et A4, montrent une augmentation du nitrate d'amont en aval. Rappelons que ces deux bassins versants ont une partie amont constituée de zones humides sur plateau et une partie aval mieux drainée, naturellement ou par l'ajout de drains enterrés. Le cours d'eau principal de Lieue de Grève 2, ainsi que les affluents A3 et A4 traversent cette discontinuité d'origine géologique. Pour ces bassins versants, le pourcentage d'espace agricole ou en culture (non montré) pourrait à première vue être le facteur de contrôle prédominant des profils de concentrations en nitrate. On pourrait aussi penser que les amonts de ces bassins versants sont des lieux où les zones humides sont particulièrement efficaces pour la dénitrification. Cependant, un examen plus attentif des données montre que ce n'est pas aussi simple :

- Les concentrations en nitrate en amont sont particulièrement basses, souvent inférieures à 5 mg/l, ce qui est très faible dans le contexte de la Bretagne, même quand les prairies dominent ou les zones humides sont préservées (cf. projet ADAM).
- Les allures des profils nitrate s'opposent une nouvelle fois à celles du COD.
- Des variations soudaines de concentrations en nitrate sont observées dans les cas de Lieue de Grève 2, A3 et A4. Ces variations soudaines du nitrate coïncident avec des variations tout aussi soudaines du COD, ainsi qu'une multiplication par trois du débit spécifique à 1000m de l'exutoire sur l'affluent A3. Les variations d'usage des sols ne sont pas aussi soudaines.

Nous en concluons que dans les amonts, les cours d'eau ne drainent pas l'ensemble de leurs bassins versants topographiques, mais uniquement leurs zones humides. Le déficit de lame d'eau écoulee qui en résulte se manifeste par les mesures de débit sur Lieue de Grève 1 et A3, montrant des débits spécifiques très faibles dans les parties amont. Au-delà d'une certaine taille de bassin versant, qui correspond parfois à une discontinuité géologique, l'eau non écoulee dans les amonts rejoint les cours d'eau de manière très localisée. C'est ce que l'on appelle une résurgence de nappe, dont un exemple particulièrement spectaculaire est visible à 1000m de l'exutoire sur l'affluent A3 (Figure 17). Les observations de terrains ont montré que certaines de ces résurgences de nappe étaient drainées, concentrant d'autant plus en un point donnée cette arrivée d'eau localisée. On retrouve finalement des observations comparables aux travaux anciens sur la mesure in-situ dans les zones humides, avec

une apparente contradiction entre des concentrations très faibles en nitrate (élevées en COD) dans ces zones, et des concentrations très élevées en nitrate (faibles en COD) dans les rivières. La cause de cette apparente contradiction est qu'une part minoritaire, mais pas nécessairement négligeable, du flux de nitrate transite dans les horizons dénitrifiant des zones humides ripariennes.

Si cette complexité des voies d'écoulement rend difficile la localisation des parcelles fortement émettrices, la localisation précise de ces résurgences de nappes très concentrées en nitrate peut aussi constituer une opportunité. En effet, ces points localisés grâce à la mesure à haute résolution spatiale sont des lieux optimaux pour l'installation de zones tampons du type zone humide aménagée (Billy et al., 2013; Garnier et al., 2014; Tournebize et al., 2017).

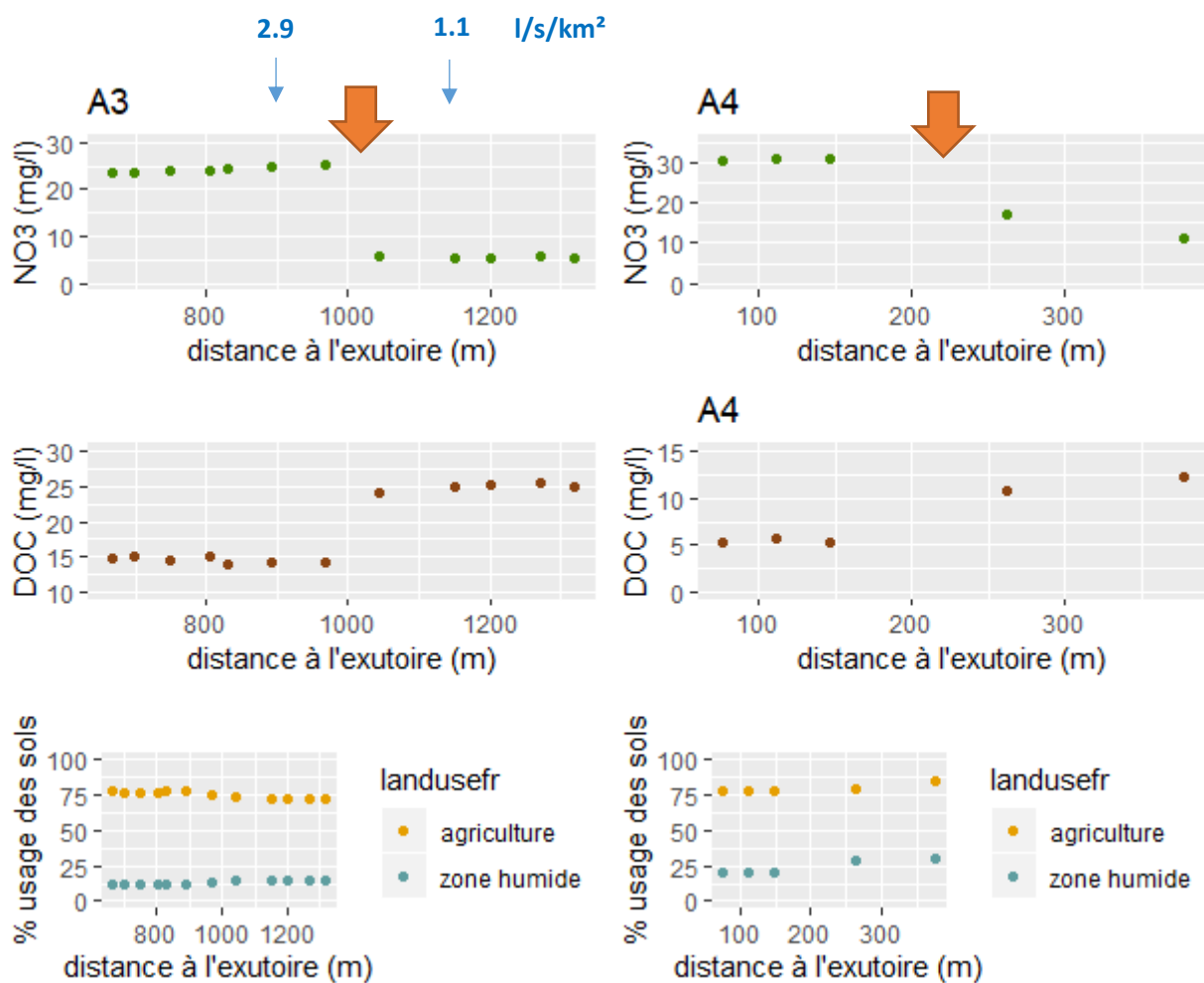


Figure 17 : Profils longitudinaux moyens des affluents A3 et A4 de Lieue de grève 1. L'aval est placé à gauche des graphiques. Les flèches indiquent des résurgences de nappe.

2.5.3. Une constante géochimique confirmée par les traceurs complémentaires

Dans ce paragraphe sont présentés les résultats d'analyses chimiques réalisées au laboratoire, pour les bassins versant Douarnenez 1 (amont de la source ponctuelle) et Lieue de Grève 1 (ensemble des affluents).

Si les profils de ces deux bassins versants sont inversés l'un par rapport à l'autre pour les paramètres nitrate et DOC, on constate aussi que les autres paramètres (sulfate, Chlorure, Silice, rapport nitrate/chlorure) ont les mêmes relations avec nitrate et DOC, ainsi qu'entre eux. Cette constance géochimique est le reflet de la structuration des bassins versants qui domine les profils de concentration à l'échelle très particulière de la présente étude, au sein de sous bassins-versants de 1.1-3.5 km².

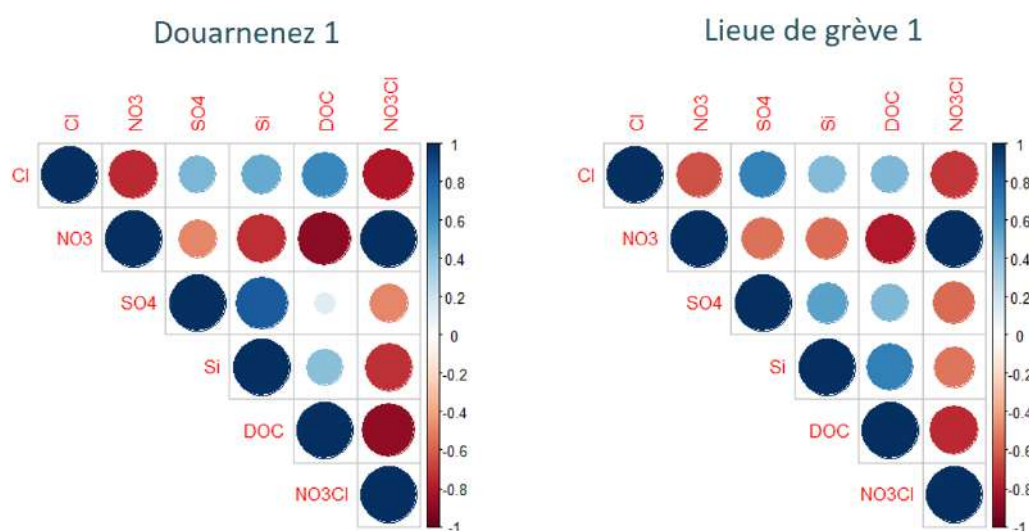


Figure 18 : Corrélations entre les paramètres nitrate, DOC, sulfate, Chlorure, Silice, ratio nitrate/chlorure.

En termes de spéciation des formes d'azote, le nitrate représentait 100% du flux aux quatre dates à l'exutoire de Douarnenez 1, malgré la présence d'un rejet d'ammonium (Figure 12). Par contre, le nitrate représentait 95% à 57% des flux d'azote à l'exutoire de Lieue de Grève 1, les 43% de flux non-nitrique étant de l'azote organique présent lors de la dernière campagne qui s'est déroulée par temps de pluie sur ce bassin versant.

Le phosphore est, comme l'azote, un nutriment pouvant être à l'origine de l'eutrophisation. On considère généralement que contrôler le phosphore est essentiel dans les situations d'eutrophisation d'eau douce, et l'azote dans les situations d'eutrophisation côtière. La Figure 19 montre les profils de deux formes de phosphore (P) : le SRP ou orthophosphate et le P total. On constate des profils semblables au carbone organique dissous, ce qui était attendu étant donné leurs origines et

mécanismes de transfert en partie communs (Dupas et al., 2017). Cela signifie que les sources et voies de transfert du phosphore ne sont pas les mêmes que pour l'azote. Il faut noter les concentrations anormalement élevées en P dans les amonts de Lieue de Grève 1, qui rappellent les concentrations particulièrement élevées en COD dans les amonts de Lieue de Grève 1 et 2. Ces concentrations élevées en P et COD sont comparables à ce que l'on mesure couramment en suivi in-situ de sols de zones humides (Gu et al., 2017), confirmant que ces points de mesure sont représentatifs de concentrations en zones humides et pas de bassins versants entiers.

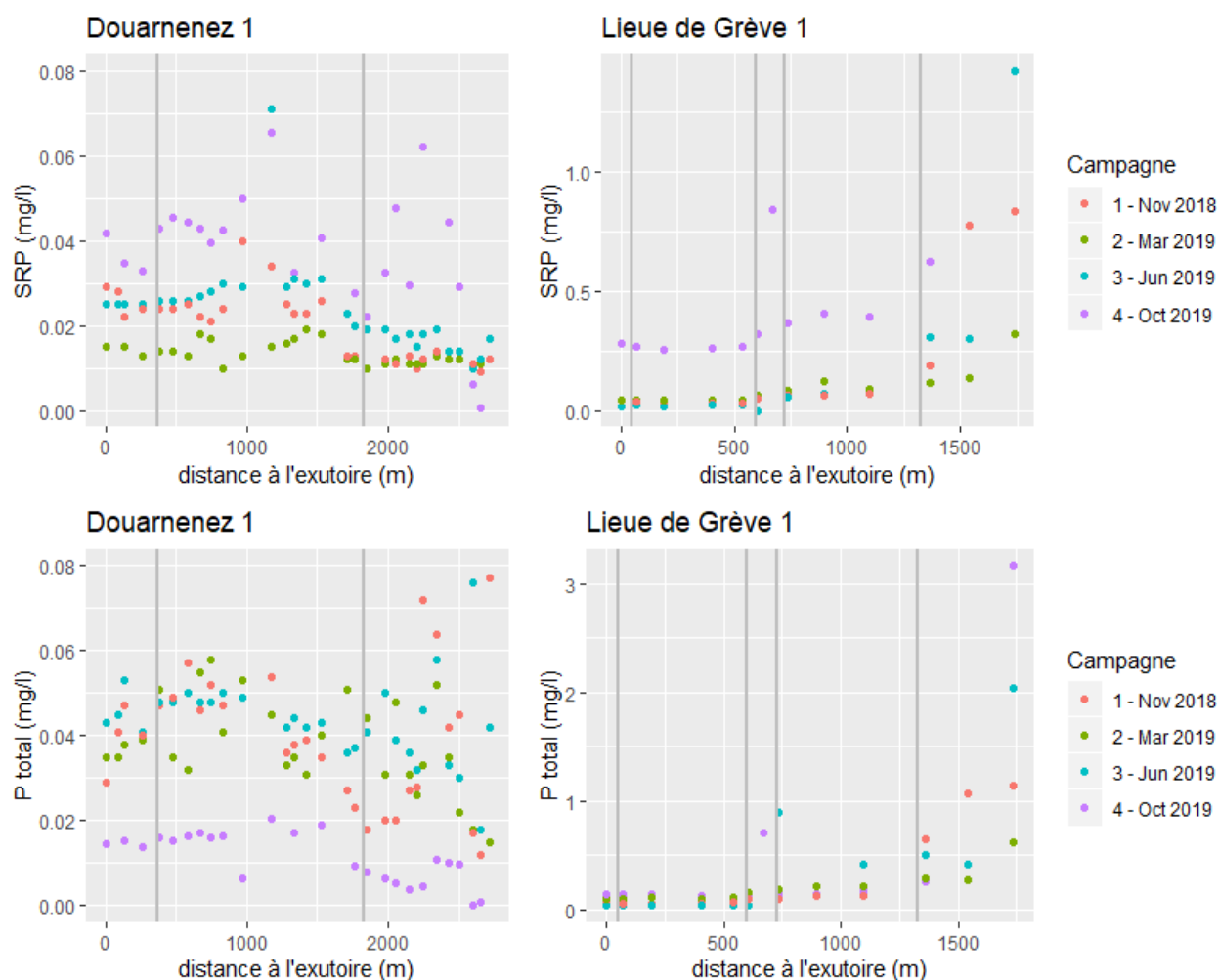


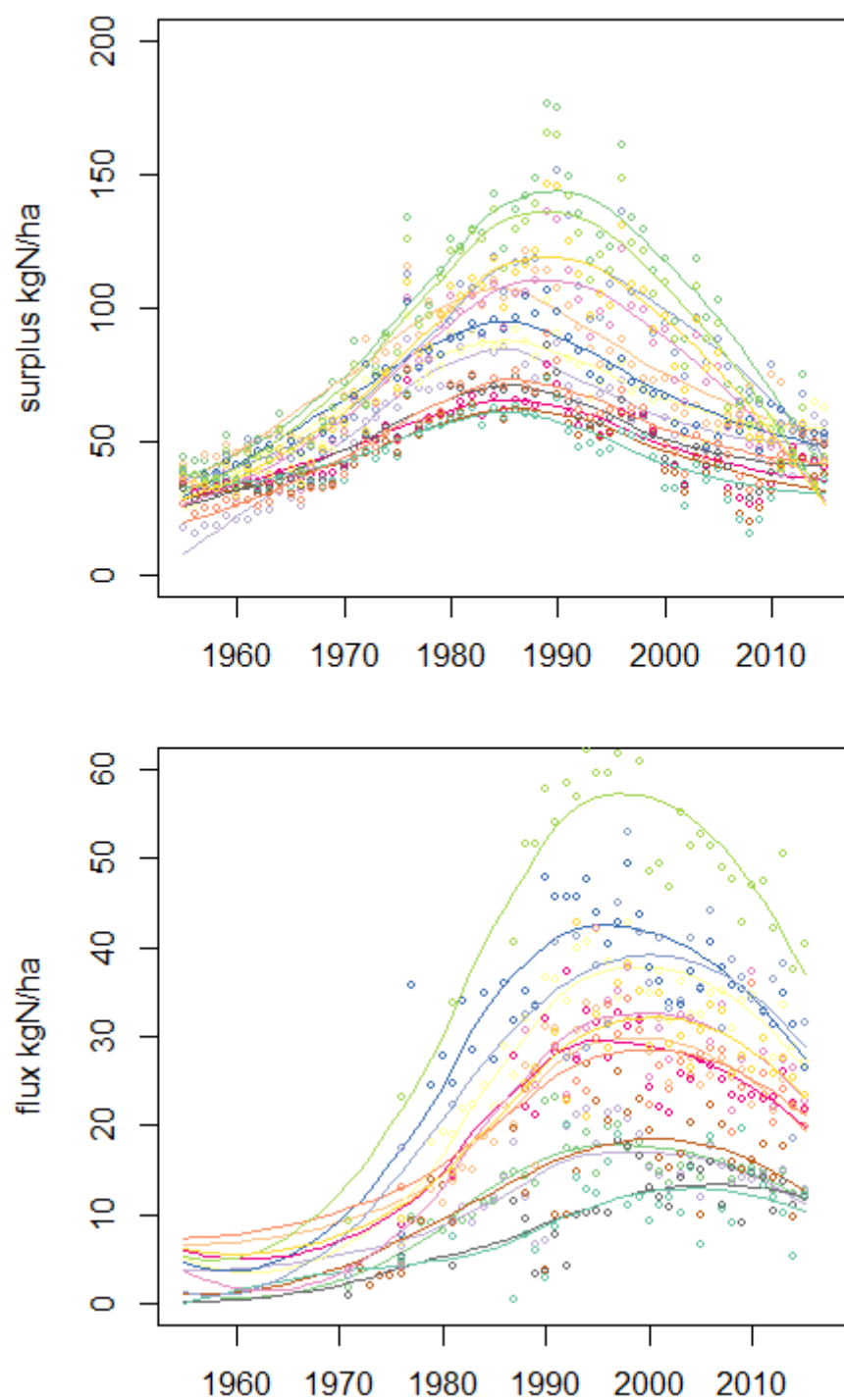
Figure 19 : profils longitudinaux de SRP (orthophosphate) et phosphore total.

3. Conclusions

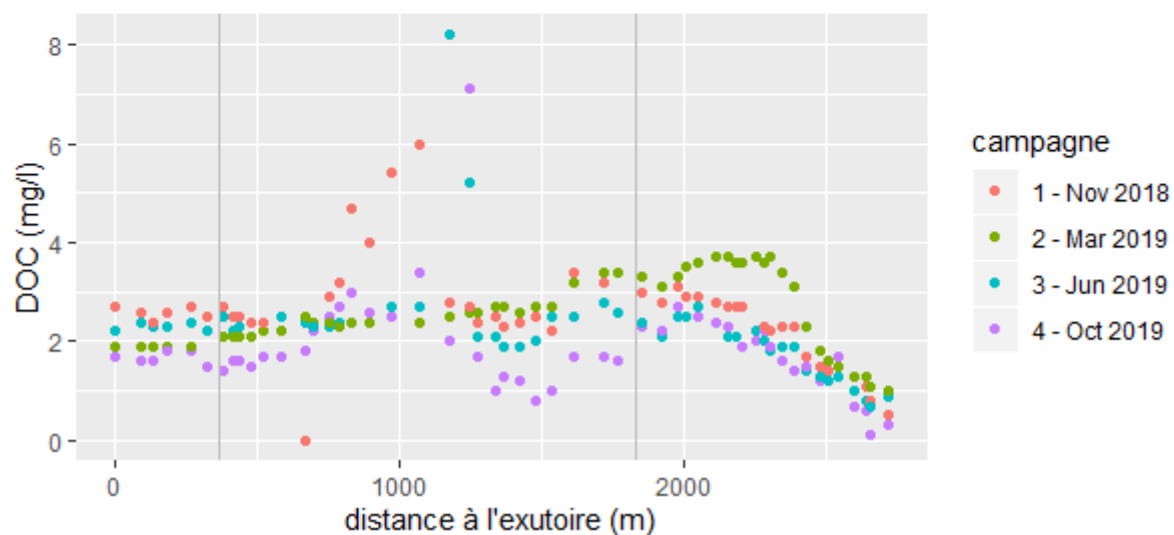
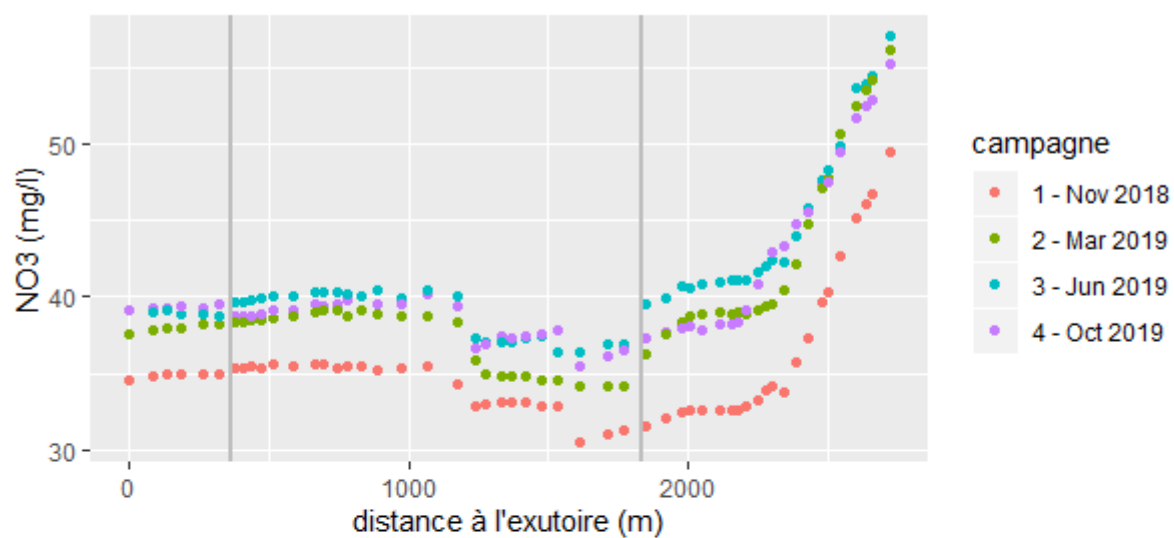
L'objectif du projet DEMAiN (septembre 2018 – décembre 2019) était d'identifier les zones d'émission et d'abattement du nitrate à une résolution spatiale fine, grâce à une mesure de la qualité de l'eau tous les 50 à 100m dans des bassins versants de la baie de Douarnenez et de la Lieue de Grève. Ce projet a été rendu possible par une collaboration avec la société TRANSCENDER, dont l'outil évalué dans le cadre du projet s'est avéré d'une grande précision. Grâce à une mesure conjointe du paramètre nitrate et de paramètres complémentaires, dont le carbone organique dissous, il est possible de localiser les zones d'émissions suivantes : 1) les sous-bassins versants les plus contributeurs, à condition de mesure dans des rivières drainant des surfaces $> 1-2 \text{ km}^2$; 2) des sources ponctuelles du type rejet agricole ou domestique, zones d'abreuvement; 3) des zones de résurgence de nappe très chargées en nitrate. L'identification des sous-bassins versants contributeurs était déjà possible avec les méthodes classiques d'analyse au laboratoire. L'outil de mesure portable permet d'augmenter le nombre de sous-bassins versants qu'il est possible de suivre dans la même journée, et d'augmenter la résolution des réseaux de mesure de un point par plusieurs dizaines ou centaines de km^2 , à un point par sous-bassins versants de quelques km^2 . Les sources d'émission diffuses dominent les flux de nitrate en Bretagne, mais des sources ponctuelles existent et, si leur contribution aux flux d'azote est faible, il peut être intéressant de les localiser car elles émettent aussi d'autres types de polluants aux cours d'eau (bactéries fécales, phosphore). La mesure à haute résolution spatiale permet de localiser les résurgences de nappe très chargées, et d'identifier des sites potentiels pour l'aménagement de zones tampon. En deçà d'une certaine taille de bassin versant, dans les contextes géologiques de cette étude, il n'est pas possible de distinguer l'influence de la structuration naturelle des bassins versants de l'influence d'éventuels gradients de pressions agricoles. Dans les contextes étudiés, il n'est donc pas possible de localiser les parcelles fortement émettrices à une résolution inférieure au sous-bassin versant de $1-2 \text{ km}^2$. Il est néanmoins possible qu'un protocole de suivi à la résolution de la parcelle soit pertinent pour une application « contrôle » dans certains contextes particuliers : un socle parfaitement imperméable et proche de la surface du sol, une topographie plate, un réseau de drainage dense et homogène. En dehors de ces contextes, nous ne conseillons pas de mesurer la qualité de l'eau à la résolution de la parcelle dans le cadre d'une opération de contrôle, sauf si l'objectif est de localiser des rejets ponctuels. Dans tous les contextes, la mesure à haute résolution spatiale permet de mieux comprendre le fonctionnement d'un bassin versant et la nature des flux dans l'espace, et donc le temps, qui structurent le bassin versant. Cette connaissance, si elle ne permet pas de réaliser une analyse à la résolution de la parcelle, reste incontournable pour dimensionner et quantifier les zones émettrices et les zones d'abattement. Elle permet également de définir les stratégies de mise en place de mesures agri-environnementales au sein des plans de lutte contre les algues vertes et la nature d'un réseau de surveillance temporel.

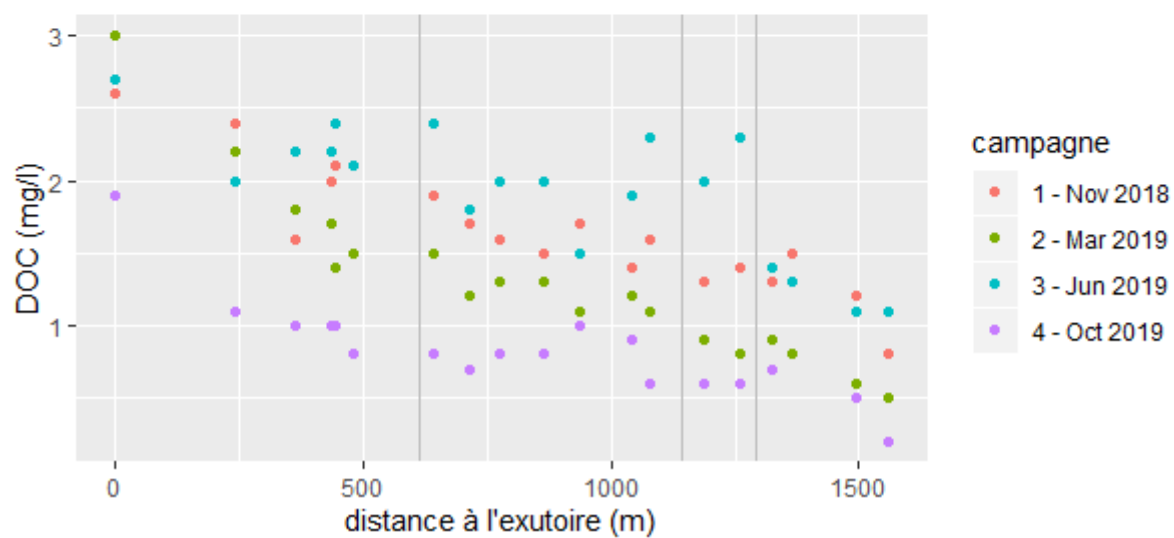
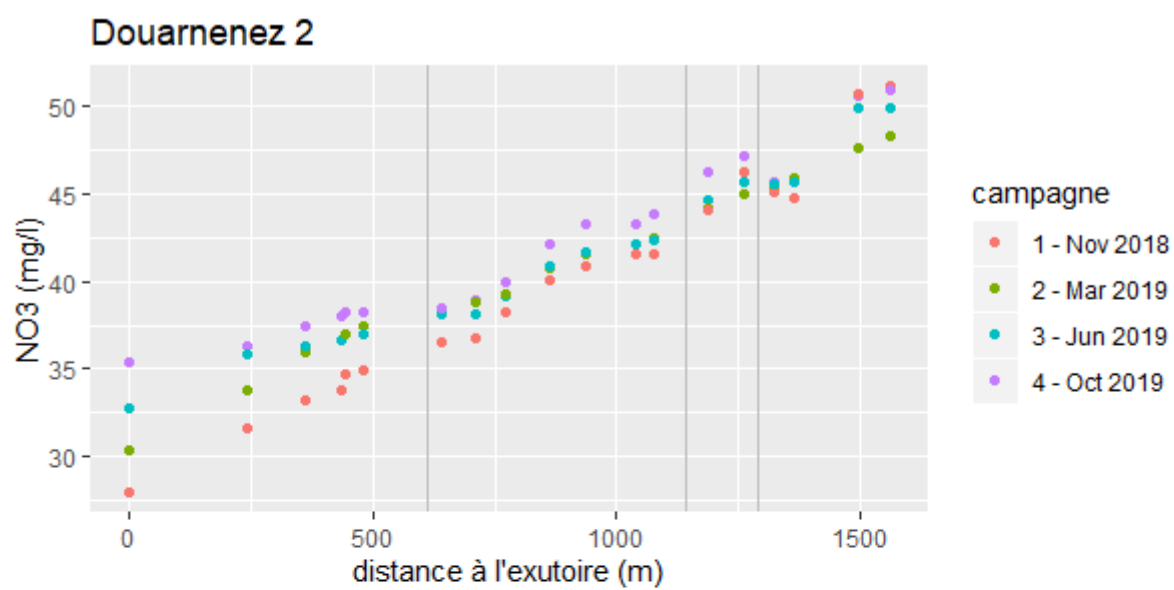
4. Annexes

Annexe 1 : surplus d'azote (1955-2015) et flux de nitrate (1971-2015) dans 15 bassins versants bretons. Données modèle CASSIS, Université de Tours ; Banque hydro ; OSUR Loire Bretagne.

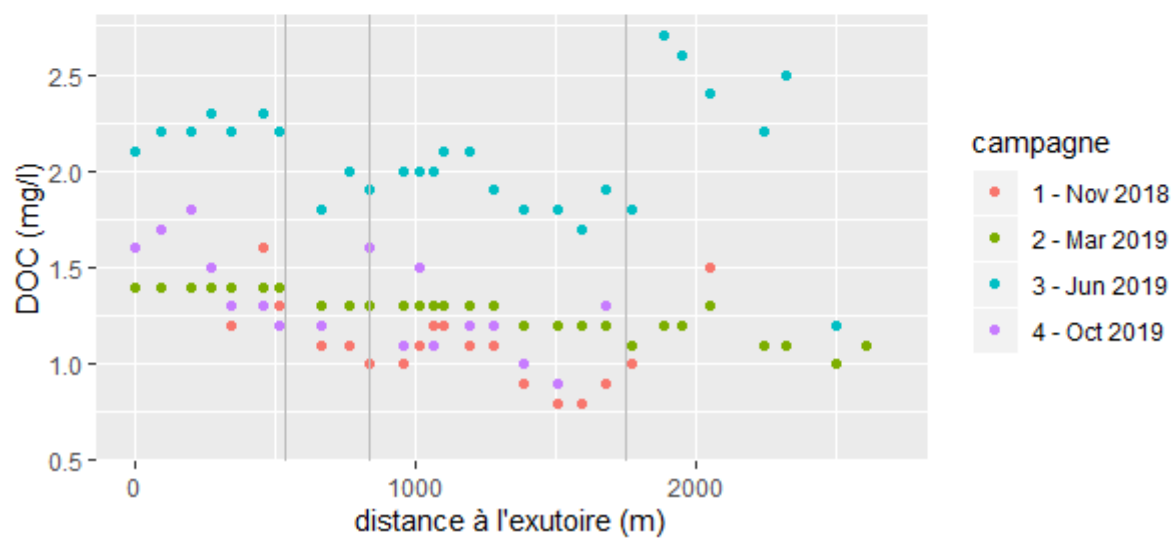
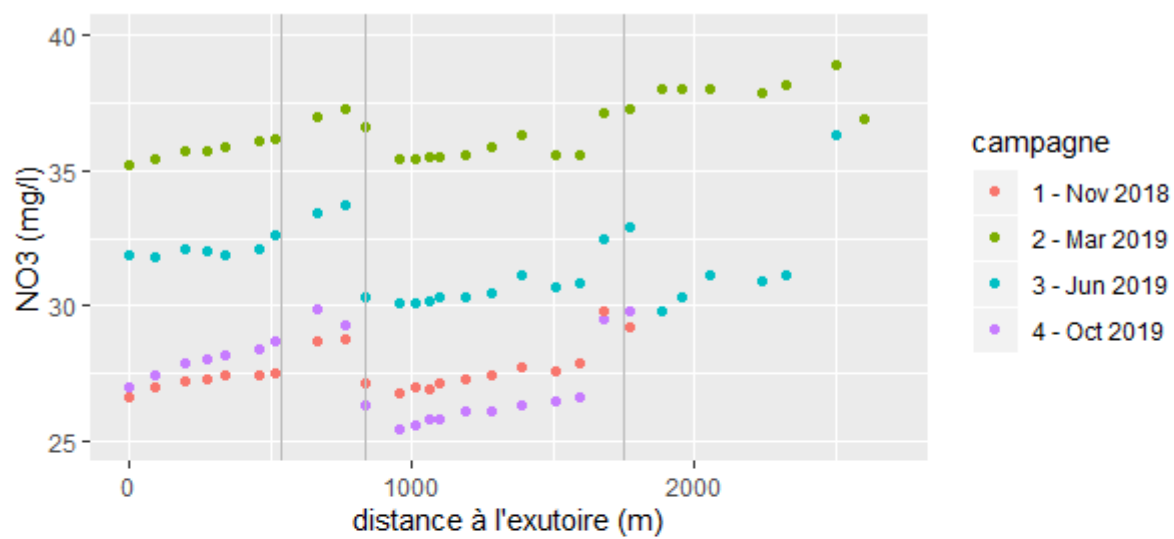


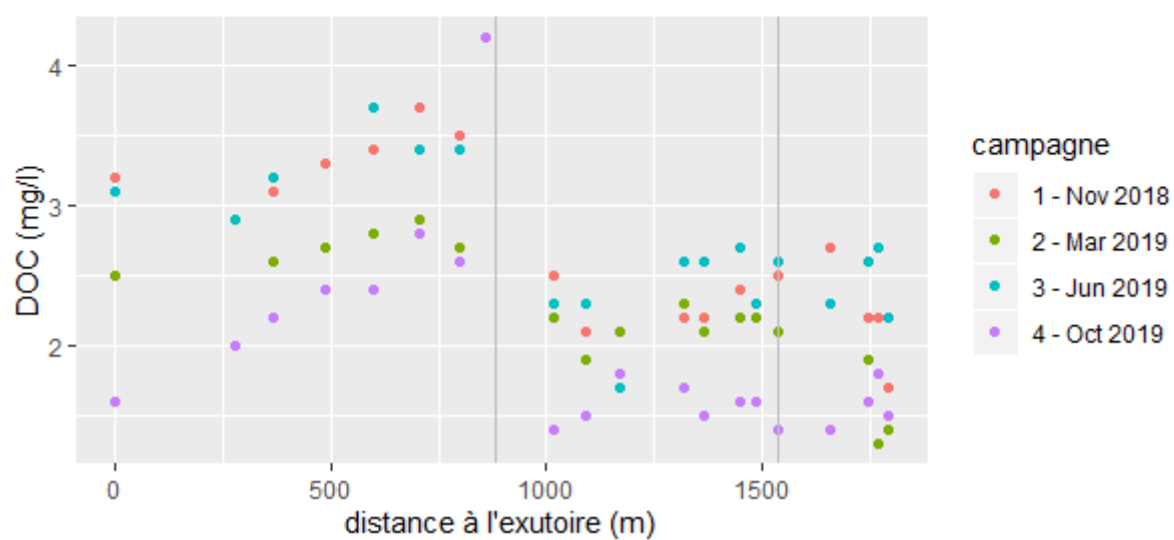
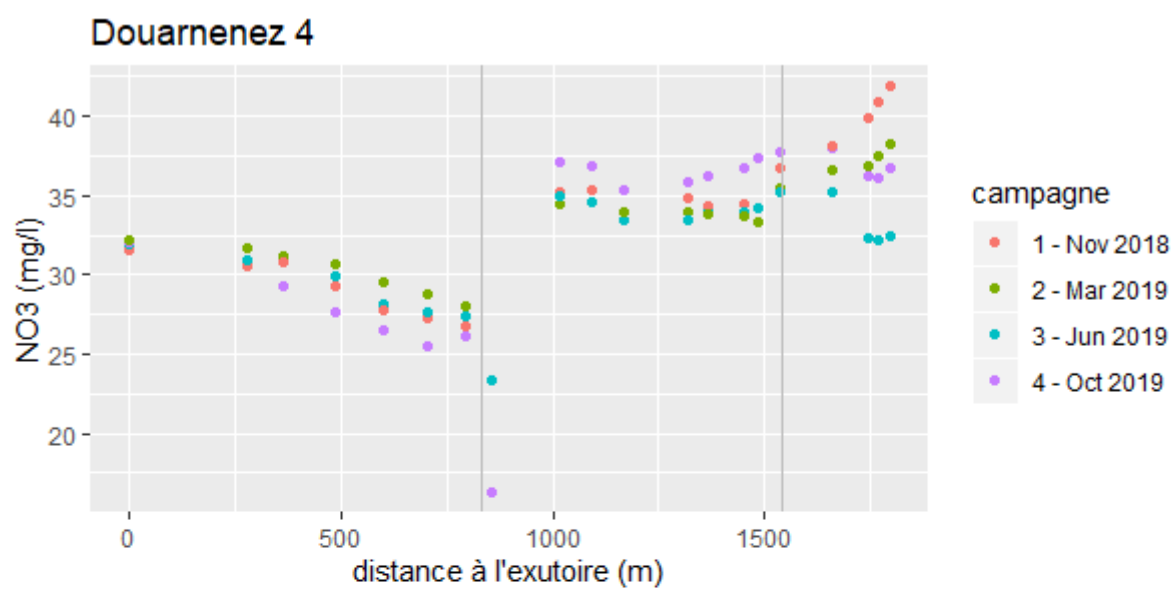
Douarnenez 1



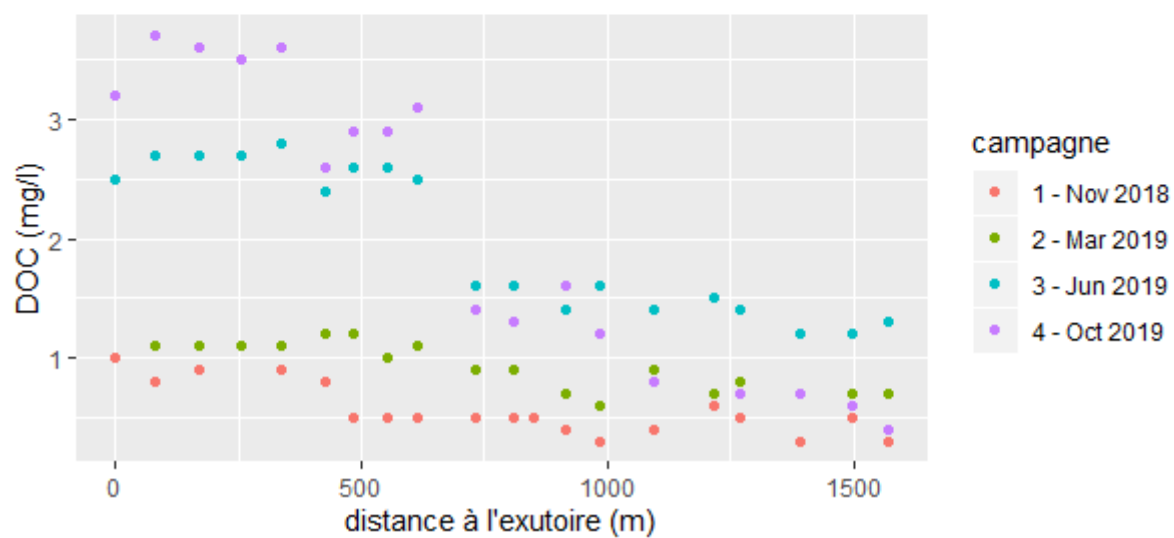
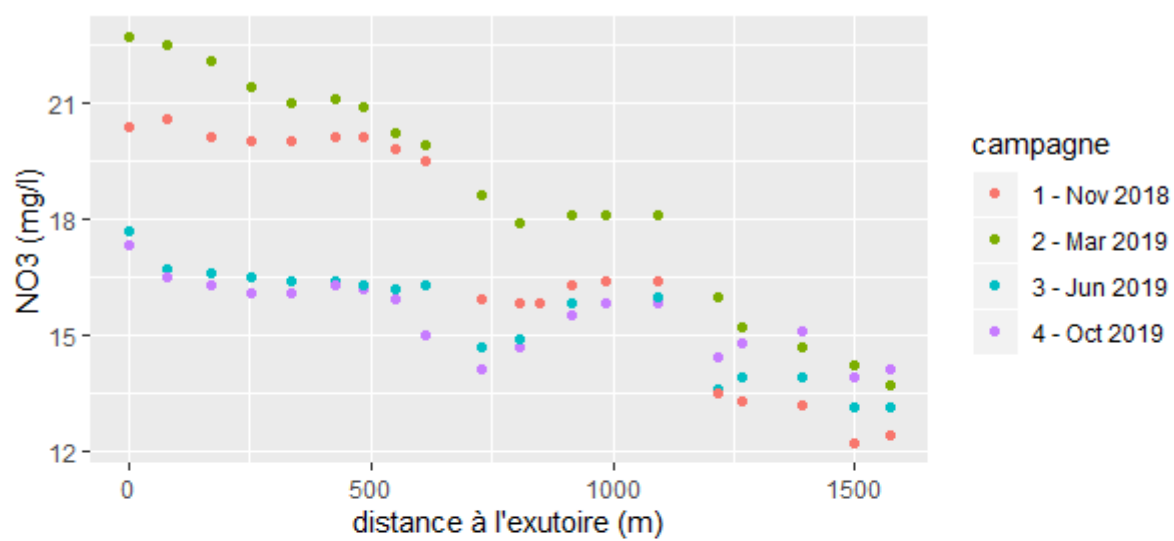


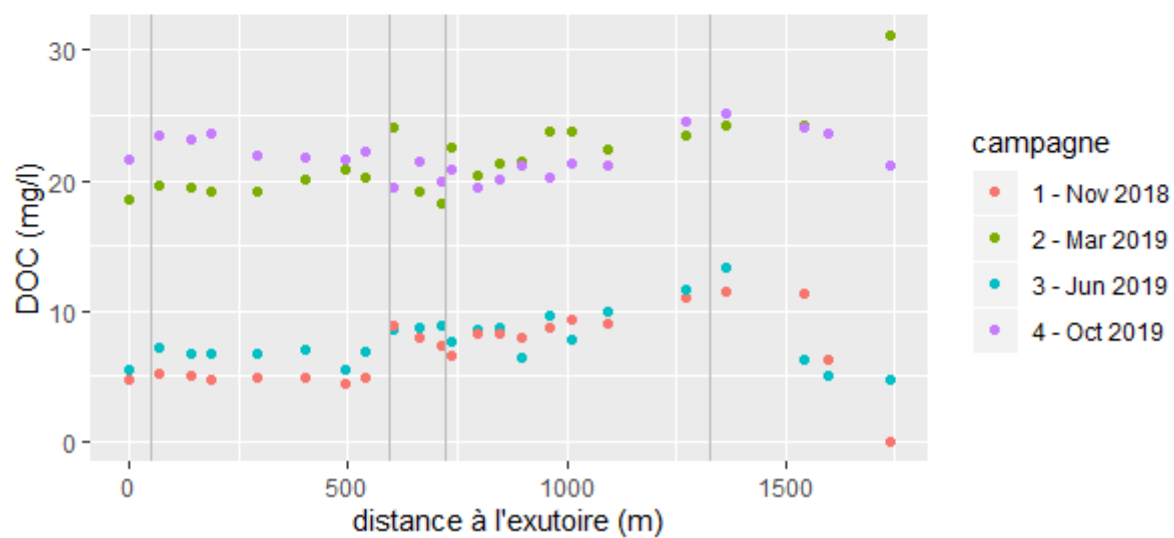
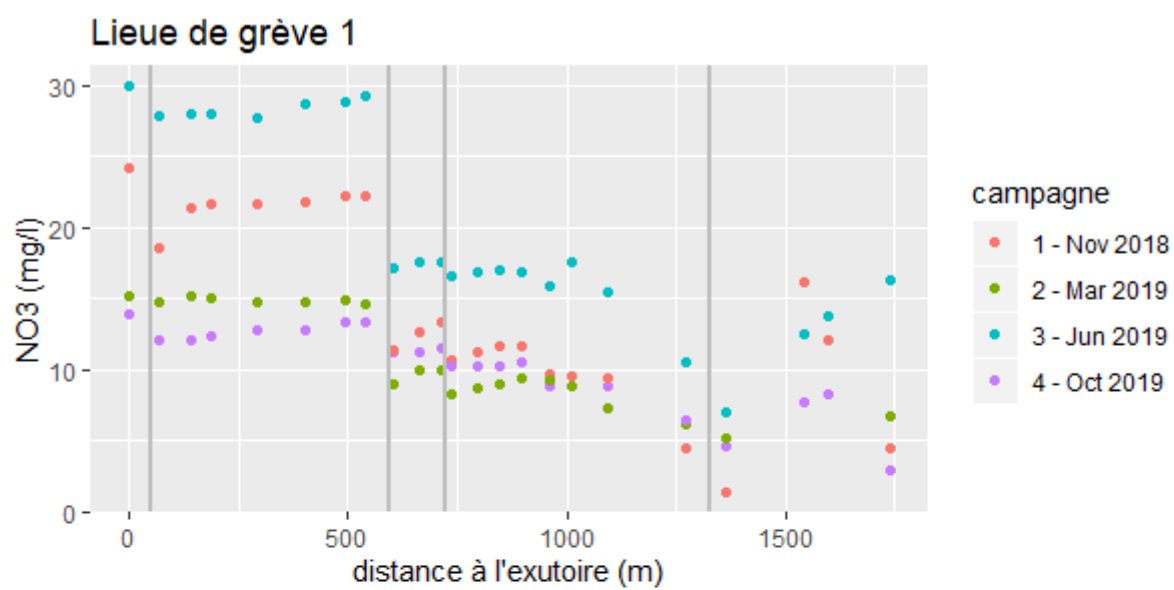
Douarnenez 3



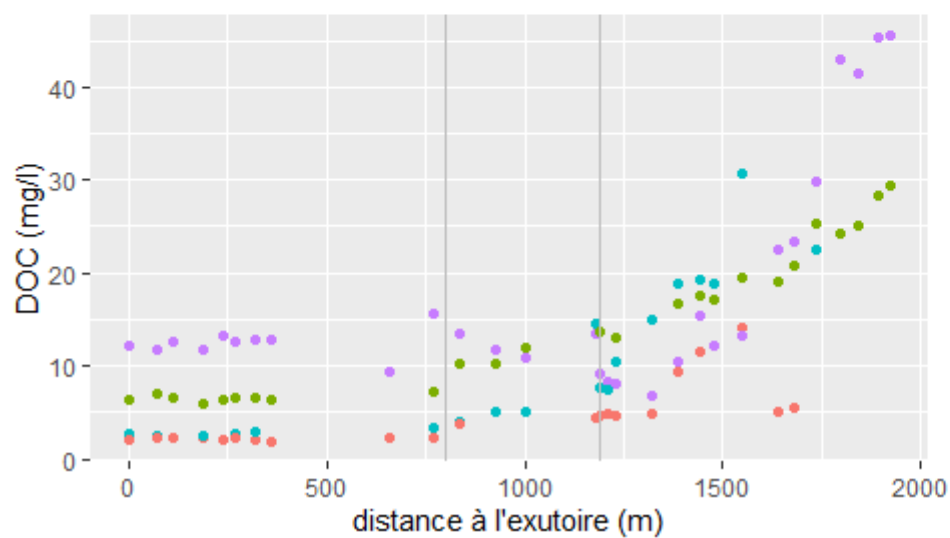
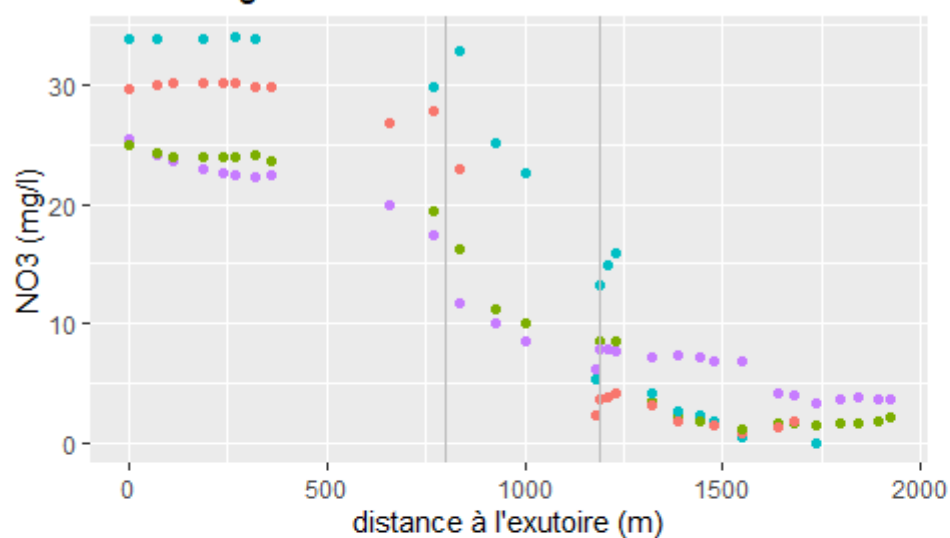


Douarnenez 5

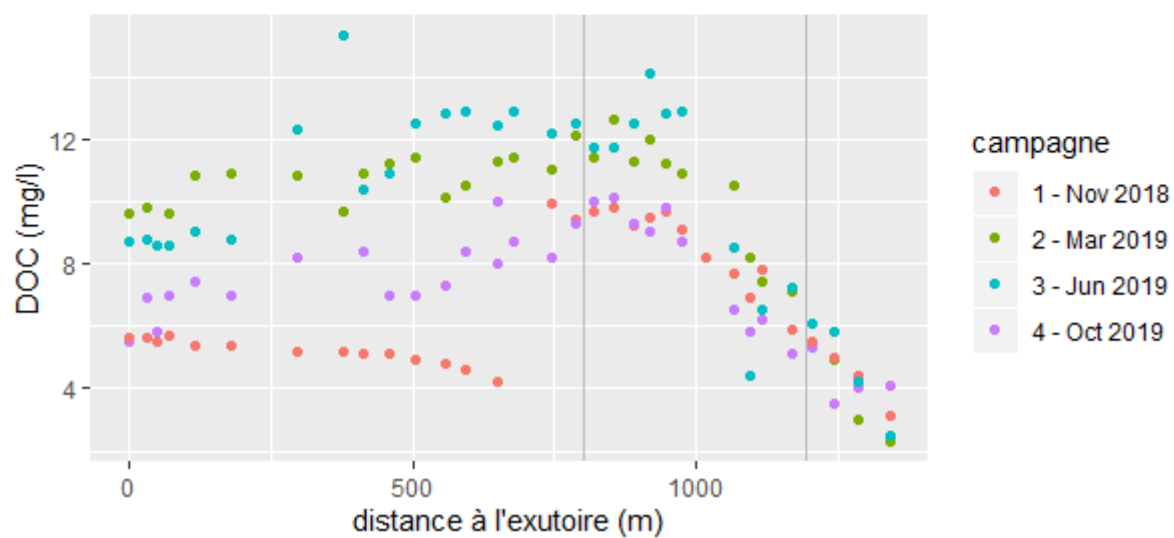
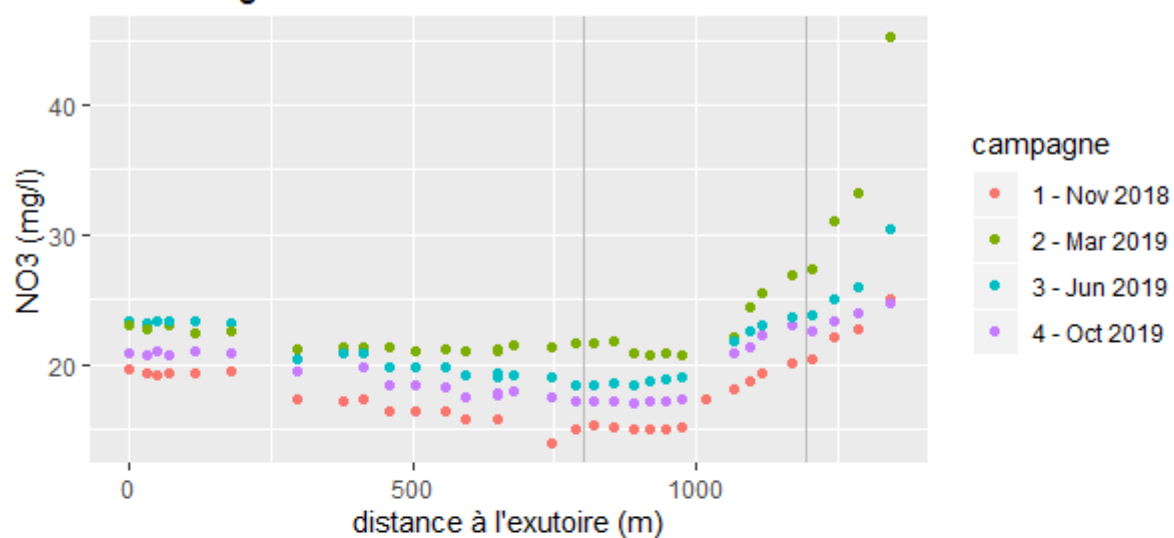




Lieu de grève 2



Lieu de grève 3



5. Références

- Abbott BW, Gruau G, Zarnetske JP, Moatar F, Barbe L, Thomas Z, et al. Unexpected spatial stability of water chemistry in headwater stream networks. *Ecology Letters* 2018; 21: 296-308.
- Aquilina L, Vergnaud-Ayraud V, Labasque T, Bour O, Molenat J, Ruiz L, et al. Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface- and groundwaters. *Science of the Total Environment* 2012; 435: 167-178.
- Billy C, Birgand F, Ansart P, Peschard J, Sebilo M, Tournebize J. Factors controlling nitrate concentrations in surface waters of an artificially drained agricultural watershed. *Landscape Ecology* 2013; 28: 665-684.
- Carluer N, Babut M, Belliard J, Bernez I, Burger-Leenhardt D, Dorioz JM, et al. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. . Rapport de synthèse. 82 pp + annexes 2016.
- Causse J, Thomas O, Jung AV, Thomas MF. Direct DOC and nitrate determination in water using dual pathlength and second derivative UV spectrophotometry. *Water Research* 2017; 108: 312-319.
- Chevassus-au-Louis B, Andral B, Femenias A, Bouvier M. Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération des macroalgues vertes - Application à la situation de la Bretagne et propositions. 2012.
- Dupas R, Delmas M, Dorioz JM, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Odoux C. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 2015; 48: 396-407.
- Dupas R, Gascuel-Odoux C, Fovet O, Gruau G, Gu S, Launay J, et al. Les zones humides ripariennes, puits ou sources de phosphore dans les paysages agricoles ? *Revue Science Eaux & Territoires* 2017: 6.
- Dupas R, Minaudo C, Gruau G, Ruiz L, Gascuel-Odoux C. Multidecadal trajectory of riverine nitrogen and phosphorus dynamics in rural catchments. *Water Resources Research* 2018; 54: 5327-5340.
- Durand P, Moreau P, Salmon-Monviola J, Ruiz L, Vertes F, Gascuel-Odoux C. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science* 2015; 153: 959-974.
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 2007; 10: 1135-1142.
- Garnier J, Billen G, Vilain G, Benoit M, Passy P, Tallec G, et al. Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management* 2014; 144: 125-134.
- Gascuel-Odoux C, Aourousseau P, Durand P, Ruiz L, Molenat J. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment* 2010; 408: 5657-5666.
- Gu S, Gruau G, Dupas R, Rumpel C, Crème A, Fovet O, et al. Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands: evidence for complex interactions among hydroclimate variability, topography and soil properties. *Science of the Total Environment* 2017: 421-431.
- Guillemot S, Fovet O, Dupas R, Gascuel-Odoux C, Gruau G, Launay J, et al. Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant de Bretagne. *Projet ADAM - « Qualité de l'eau : analyse des données et proposition de surveillance en Bretagne »* 2020.
- Le Moal M, Gascuel-Odoux C, Ménesguen A, Souchon Y, Etrillard C, Levain A, et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle. *Science of The Total Environment* 2019; 651: 1-11.
- Levain A, Vertes F, Ruiz L, Delaby L, Gascuel-Odoux C, Barbier M. 'I am an Intensive Guy': The Possibility and Conditions of Reconciliation Through the Ecological Intensification Framework. *Environmental Management* 2015; 56: 1184-1198.

- Molenat J, Durand P, Gascuel-Oudou C, Davy P, Gruau G. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air and Soil Pollution* 2002; 133: 161-183.
- Passy P, Garnier J, Billen G, Fesneau C, Tournebize J. Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of the Total Environment* 2012; 430: 280-290.
- Pinay G, Gascuel-Odou C, Ménesguen A, Souchon Y, LeMoal M, Levain A, et al. Eutrophication: manifestations, causes, consequences and predictability. Joint Scientific Appraisal, report, CNRS - Ifremer - INRA - Irstea (France) 2017: 136 pages.
- Ruiz L, Abiven S, Durand P, Martin C, Vertes F, Beaujouan V. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences* 2002a; 6: 497-505.
- Ruiz L, Abiven S, Martin C, Durand P, Beaujouan V, Molenat J. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. *Hydrology and Earth System Sciences* 2002b; 6: 507-513.
- Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 2015; 347.
- Tournebize J, Chaumont C, Mander U. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering* 2017; 103: 415-425.



Centre Bretagne-Normandie
INRAE Domaine de la Motte au Vicomte
BP 35327 35653 LE RHEU CEDEX
Tél. : +33 (0) 2 23 48 51 00

Rejoignez-nous sur :



<https://www.inrae.fr/centres/bretagne-normandie>