



HAL
open science

Élaboration d'un outil opérationnel pour évaluer, préserver ou restaurer les fonctions biogéochimiques en zones humides répondant aux enjeux de qualité des eaux et de biodiversité

Jean-Christophe Clement, Florence Baptist, Thomas Pommier

► To cite this version:

Jean-Christophe Clement, Florence Baptist, Thomas Pommier. Élaboration d'un outil opérationnel pour évaluer, préserver ou restaurer les fonctions biogéochimiques en zones humides répondant aux enjeux de qualité des eaux et de biodiversité. ZABR. 2023. hal-04844075

HAL Id: hal-04844075

<https://hal.science/hal-04844075v1>

Submitted on 17 Dec 2024

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.

Public Domain

BIOGEOZH

Elaboration d'un outil opérationnel pour évaluer, préserver ou restaurer les fonctions biogéochimiques en zones humides répondant aux enjeux de qualité des eaux et de biodiversité

Rapport final

Action 2020-n°73 du Programme 2020 au titre de l'accord cadre
Agence de l'Eau - ZABR

Clément J.C., Baptist F., Pommier T.

31 août 2023

Etude réalisée avec le concours financier de l'Agence de l'Eau RMC

Table des matières

Résumé du projet :	3
Introduction.....	4
Rappels des objectifs du projet BIOGEOZH:	7
Méthodologie	8
Objectif 1 : Réaliser une revue de la littérature des modèles et outils permettant d'identifier les zones humides présentant un enjeu épuratoire à l'échelle d'un bassin versant.....	8
Objectif 2 : Développer un modèle sous QGIS localisant simplement les ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire du fait de leur localisation au sein du bassin versant et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats).....	9
Objectif 3 : Mettre en place un suivi in situ pour valider les indicateurs retenus (Obj.1) sur la base d'une mesure directe des concentrations en N, P et phytosanitaires à l'entrée et à la sortie de la ZH.	11
Résultats et discussion.....	16
Objectif 1 : Réaliser une revue de la littérature des modèles et outils permettant d'identifier les zones humides présentant un enjeu épuratoire à l'échelle d'un bassin versant.....	16
Objectif 2 : Développer un modèle sous QGIS localisant simplement les ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire du fait de leur localisation au sein du bassin versant et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats).....	23
Objectif 3 : Mettre en place un suivi in situ afin de valider les indicateurs qui seront retenus dans la phase bibliographique sur la base d'une mesure directe des concentrations en N, P et phytosanitaires à l'entrée et à la sortie de la ZH.....	29
Objectif 4 : Elaborer un guide opérationnel présentant les indicateurs clefs qui permettent de caractériser sur le terrain les processus épuratoires ainsi que les actions à préconiser pour répondre à des enjeux biodiversité et qualité des eaux.....	42
Bibliographie.....	43
Annexe 1. Sélection des 21 zones humides pour l'expérimentation de terrain	47
Etape 1 : Sélection des ZH selon leur connexion au réseau hydrographique	47
Etape 2 : Sélection des ZH selon leur connexion au réseau hydrographique	47
Etape 3 : Sélection des ZH selon les caractéristiques de la zone contributive	47
Annexe 2. Fiche Terrain	56
Annexe 3. Description d'un diagramme en violon	58

Résumé du projet :

Les fonctions biogéochimiques et les services écosystémiques associés aux zones humides sont souvent avancés comme un argument en faveur de leur préservation. Néanmoins les processus biogéochimiques sous-jacents liés notamment à l'engorgement des sols et les outils/indicateurs les caractérisant sont peu connus des acteurs techniques. Ainsi, les bénéfices des actions écologiques dans ce domaine restent mal identifiés (hors zones tampons en milieu agricole), empêchant une vision multifonctionnelle de ces écosystèmes et une communication efficace des services induits pour la société.

Le projet BIOGEOZH a travaillé à la création d'un outil à la fois d'évaluation des enjeux biogéochimiques à l'échelle d'un bassin versant et aussi d'identification de l'expression des fonctions épuratoires des zones humides à partir d'indicateurs reposants sur la géomatique, la biogéochimie et la microbiologie, en intégrant les approches de biologie moléculaire. Sélectionnés à partir de la littérature, ces indicateurs ont ensuite été testés *in situ* sur 21 zones humides dans le bassin versant de la Bourbre.

Les résultats sont synthétisés dans un guide et rendus accessibles aux gestionnaires en présentant les fonctions épuratoires et leurs indicateurs afin de qualifier les enjeux à l'échelle d'un bassin versant et la capacité épuratoire des ZH.

Etude réalisée avec le concours financier de l'Agence de l'Eau RMC.

Introduction

Depuis le constat alarmant du rapport gouvernemental de 1994 (Bernard, 1994) soulignant la disparition de plus de 50% des zones humides en France depuis un siècle, les textes de loi se sont multipliés. La loi sur l'eau (1992), la DCE (2000), la loi relative au Développement des Territoires Ruraux (2005), la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (2006), et les outils de planification qui en découlent (SDAGE, SAGE, documents d'urbanisme, etc.), constituent une reconnaissance politique et juridique dont l'objectif est d'améliorer la préservation et la gestion durable des milieux humides indispensables au bon fonctionnement écologique et environnemental des territoires (Biotope, 2013).

Les zones humides couvrent seulement 6% des terres émergées soit ~1,5 % de la superficie de la planète (Fustec et al. 2000) et 3% du territoire national (Nixon, 1980), mais elles hébergent un tiers des espèces végétales remarquables ou menacées, 50 % des espèces d'oiseaux, la totalité des amphibiens et une grande partie des espèces piscicoles. Elles constituent des lieux de nourrissage, de migration, de reproduction ou d'hivernage et jouent un rôle primordial de corridor écologique pour de nombreuses espèces (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2013). Les zones humides sont également le lieu d'activités récréatives, agricoles, et pédagogiques qui leur donnent souvent une forte valeur patrimoniale en lien avec des enjeux économiques (Fustec et al. 2000). Enfin, elles assurent des fonctions hydrologiques et biogéochimiques qui régulent les pressions agricoles et urbaines sur les masses d'eau, la pollution de l'eau, les inondations, l'érosion, la perte de biodiversité, et les aléas climatiques (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2013 ; Rapin et al. 2021).

Parfois localisés à l'interface entre les milieux terrestres et les milieux aquatiques, parfois isolés sur certains plateaux, les zones humides constituent des zones de transfert et de transformation, de rétention, ou d'élimination du carbone, du phosphore, de l'azote et de divers polluants d'origine anthropique (pesticides, PCB, HAP, solvants, et rétention des métaux lourds ; Rapin et al. 2021). Ces processus résultent de l'intensité des fonctions écosystémiques qui sont à l'œuvre dans ces hotspots biogéochimiques que sont les zones humides : processus d'adsorption/précipitation aux particules du sols, assimilation par la productivité des végétaux ; transformation, stockage ou élimination microbologique (dénitrification, décomposition des molécules organiques, etc.) (Dorioz & Trevisan 2008 ; McCutcheon & Schnoor, 2004 ; McClain et al. 20023 ; Sidat et al., 1999). Ces processus biogéochimiques, souvent avancés comme un argument en faveur de la préservation des zones humides, dépendent du mode d'alimentation en eau de la zone humide, de la quantité de nutriments et/ou de polluants présents, de la texture, du niveau d'engorgement des sols, du pH ou encore de la teneur en matières organiques des sols (Gayet et al., 2016).

A la différence des fonctions hydrologiques et biologiques, **les indicateurs permettant** aux opérateurs techniques (services de l'État, établissements publics, collectivités territoriales, associations, exploitants) **d'évaluer les fonctions biogéochimiques** liés aux capacités épuratoires **restent peu développés**. Dans le cadre des plans d'actions de préservation/restauration des ZH, cela complique la prise de décision quant aux actions à promouvoir pour atteindre le double objectif d'amélioration de la qualité des eaux et de maintien des fonctions d'accueil de la biodiversité par les zones humides.

A l'échelle du bassin versant, il existe déjà **des outils de télédétection et de modélisation** pour diagnostiquer quantitativement l'impact des pressions anthropiques sur l'état écologique des ressources en eau afin d'orienter les actions de gestion. **Par exemple, pour chacun des 193 sous-bassins versants du SDAGE, l'Agence de l'Eau RMC a pu localiser l'Espace Humide de Référence (EHR - Référentiel du bassin construit à partir des paramètres abiotiques caractéristiques des 63 modèles fonctionnels de chacune des écorégions du guide pour la reconnaissance des zones humides du bassin RMed¹ . Cet EHR met en évidence la continuité amont-aval et latérale de la circulation de l'eau dans les sols. Il permet aussi de calculer les indicateurs Rhoméo de pression d'artificialisation (I12) et des pratiques agricoles (I13) dans les sous-bassins versants considérés déclinés dans un atlas diachronique (2008, 2014, 2020). Les couches géographiques de l'EHR et des pressions associées sont disponibles sur internet².**

D'autre part, les **modèles Nutting-N et P de l'INRAE de Rennes** permettent d'évaluer les flux et les rétentions d'azote et de phosphore et de les relier à la qualité des eaux superficielles en aval (Dupas et al., 2013). Ces modèles sont calibrés à partir de caractéristiques hydrologiques et paysagères du bassin versant et du réseau hydrographique ainsi que sur la base de données de qualité de l'eau récoltées annuellement à l'exutoire des bassins versant (Legeay et al., 2015). Le **modèle NITRATE du Piren Seine** vise à quantifier les transferts d'azote depuis les sols jusqu'aux eaux de surface à l'échelle du bassin de la Seine (Gomez et al., 2013). Ces modèles fournissent une évaluation relativement fine de l'impact des activités anthropiques sur une unité hydrographique, mais nécessitent l'acquisition d'un très grand nombre de variables, ce qui reste peu compatible avec les contraintes opérationnelles des gestionnaires de milieux. Certains de ces modèles sont aussi difficilement transposables d'un contexte géographique à un autre du fait d'un travail de calibration le plus souvent assez conséquent. Rapinel (2012) a utilisé les produits de la télédétection (THRS, LIDAR 2D,...) pour délimiter et caractériser les unités hydrogéomorphologiques (HGMU) des zones humides de 2 bassins versants (Couesnon et Lizonne), afin d'en inférer des descripteurs fonctionnels (microtopographie, réseau hydrographique et végétation). Ceux-ci ont ensuite été utilisés dans l'approche FAP (Functional Assessment Procedure, Maltby 2009) pour cartographier les fonctions potentielles hydrologiques, biogéochimiques et écologiques à l'échelle du bassin versant qui, selon l'auteur, semblent globalement cohérentes au vu des observations de terrain mais mériterait d'être calibrées sur des sites ayant fait l'objet d'un protocole de mesure.

A l'échelle du site, les indicateurs opérationnels permettant l'évaluation des fonctions biogéochimiques restent peu développés, à la différence des fonctions hydrologiques et biologiques. **La boîte à outil RHOMEO** propose bien des indicateurs liés à la dynamique hydrologique ou aux nutriments (azote, phosphore) ainsi qu'aux substances humiques qui reflètent en partie les processus biogéochimiques de dégradation de la matière organique, mais l'interprétation proposée vise à évaluer le niveau d'eutrophisation et non le niveau d'expression de ces fonctions. **La démarche Territ'eau** développée par Agrotransfert Bretagne propose également une grille de lecture très aboutie mais elle nécessite une importante collecte d'information auprès des agriculteurs. Enfin la **Méthode Nationale d'Évaluation des Fonctions des Zones Humides (MNEFZH)** liste des indicateurs spécifiques à l'azote et au phosphore

¹ <https://rhone-mediterranee.eaufrance.fr/milieux-aquatiqueszones-humides/la-politique-du-bassin-en-faveur-des-zones-humides>

² <https://rhone-mediterranee.eaufrance.fr/telechargements/documents-zones-humides>

dont la liste pourrait être enrichie de techniques encore peu utilisées ; comme par exemple les outils de la génomique, de la protéomique ou de l'isotopie (Jensen et al. 2018, Clément et al. 2003, Ademe 2017).

La génomique et le séquençage de l'ADN et de l'ARN environnemental ont été utilisés depuis environ trois décennies pour étudier des communautés d'êtres vivants dans les écosystèmes naturels, y compris les microorganismes de l'environnement (Taberlet et al. 2018). Ils permettent de compiler de grands jeux de données sur l'abondance, la diversité et les activités de ces microorganismes selon les conditions environnementales afin de contribuer au diagnostic de la qualité des écosystèmes en élaborant des référentiels d'interprétation pertinents pour les sites à gérer. Ainsi, ces indicateurs difficilement applicables lors de l'élaboration des dossiers loi sur l'eau seraient potentiellement intéressants dans le cadre des plans de gestion stratégique des zones humides et le suivi de la restauration (analyse des gènes fonctionnels, analyse de la diversité des sols etc.). Enfin, les actions de génie écologique favorisant les fonctions biogéochimiques sont encore peu connues ou spécifiquement liées à la création/restauration de zones tampons en milieu agricole pour réduire la dispersion des pollutions diffuses et l'érodabilité des sols agricoles (CORPEN 2007, Catalogne et Le Hénaff 2016).

Ce constat souligne la nécessité, dans un premier temps, d'élaborer un **outil géomatique** le plus simple possible pour hiérarchiser par **analyse spatiale** les ZH prioritaires à partir de données d'occupation du sol dans le bassin d'alimentation en eau de la ZH, et en déterminer le fonctionnement hydrogéomorphologique, la connexion au réseau hydrographique, le temps de rétention des eaux,... Ce travail doit permettre d'identifier les ZH les plus à mêmes de jouer un rôle épuratoire du fait de l'occupation du sol au sein du bassin versant d'alimentation en eau, et de distinguer quelles caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats) propres à cette ZH sont identifiables par analyse spatiale. Ce travail est complémentaire à celui réalisé par l'agence de l'eau RMC (EHR) dans la mesure où il permet 1/ d'automatiser la délimitation des bassins versants des zones humides recensées sur un territoire et 2/ de calculer de manière automatique les pressions anthropiques au sein de ces bassins versants. Enfin, il apparaît par ailleurs nécessaire d'évaluer, à partir **d'indicateurs simples** collectés sur le terrain, **le niveau de réduction des composés azotés, phosphorés et des phytosanitaires**. Il s'agit de préciser la capacité de la ZH à épurer les nutriments en excès ou polluants et de lister les actions de restauration / gestion à préconiser.

Pour approfondir les connaissances sur le fonctionnement des zones humides et développer de nouveaux outils opérationnels, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée s'appuie sur le programme « GIS-ZABR » (Groupement d'Intérêt Scientifique de la Zone Atelier du Bassin du Rhône) qui fédère 24 établissements de recherche autour de la gestion durable de la ressource en eau sur le bassin versant du Rhône.

Dans ce cadre, le bureau d'études Biotope (et sa filiale Soltis Environnement), le laboratoire CARRTEL (USMB/INRAE), le laboratoire d'Ecologie Microbienne (INRAE/UCBL) et l'UMS Patrinat (MNHN/OFB), se sont associés autour du projet BIOGEOZH pour travailler à l'élaboration d'un outil opérationnel afin d'évaluer, de préserver et/ou de restaurer les fonctions biogéochimiques en zones humides. Plus précisément, **le projet BIOGEOZH a testé, *in situ* ou en laboratoire, des indicateurs simples, basés sur la géomatique, la biogéochimie et la microbiologie intégrant des approches innovantes basées sur l'utilisation des « omics », afin d'évaluer les fonctions biogéochimiques épuratoires des zones humides.**

Rappels des objectifs du projet BIOGEOZH:

Objectif 1 : Réaliser une **revue de la littérature des modèles et outils** permettant d'identifier les zones humides présentant un enjeu épuratoire à l'échelle d'un bassin versant.

Objectif 2 : Développer un **modèle sous QGIS** localisant simplement les ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire du fait de leur localisation au sein du bassin versant et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats).

Objectif 3 : Mettre en place une **expérimentation *in situ*** afin de tester la pertinence des indicateurs d'évaluation de la capacité épuratoire d'une zone humide.

Objectif 4 : Elaborer un **guide opérationnel** décrivant la démarche globale de priorisation des enjeux épuratoires à l'échelle d'un bassin versant et des actions à préconiser pour répondre aux enjeux de biodiversité et de qualité des eaux.

Note : Les objectifs 2 et 4 constituent des attentes fortes pour l'Agence de l'Eau RMC pour la réalisation de Plan de gestion stratégiques, à l'échelle des sous bassins versants, dans lesquels la qualification des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques est réalisée (EHR et les zones humides associées) pour être confronté aux pressions (I12, I13 + autres), et pour identifier les enjeux et les secteurs dans lesquels intervenir (restauration, préservation, réduction de pression).

Méthodologie

Objectif 1 : Réaliser une revue de la littérature des modèles et outils permettant d'identifier les zones humides présentant un enjeu épuratoire à l'échelle d'un bassin versant.

La revue de la littérature a porté à la fois sur les modèles permettant de modéliser les flux de polluants à l'échelle des bassins versants et sur les indicateurs et/ou outils permettant de témoigner de l'importance des pressions anthropiques (agricoles et urbaines).

Ce travail a été réalisé dans le cadre des stages de Romain Montillet (Master Géomatique, Univ. Toulouse, 2020), Thomas Leduc (ENGEES, 2021), et de Kimberley Bechadergue (Master Chimie de l'Environnement, Univ. Bordeaux, 2021) :

- **Outils géomatiques pour évaluer les enjeux épuratoire** (Nutting-N et Nutting-P, Nitrate, RhoMéO, MNEFZH, Rapport de S. Catteau, rapport EPAGE, Doazit Agri'Eau, Thèse de S. Rapinel) **et sélection de modèle** pour la qualification des pressions et la détermination des enjeux épuratoires à l'échelle du bassin versant pour R. Montillet et T. Leduc ;
- **Evaluation des fonctions biogéochimiques (N, P, C, Phytosanitaires) des zones humides** par K. Berchadergue.

Le premier travail bibliographique a permis de développer un modèle d'évaluation des enjeux épuratoires et de préciser une démarche conceptuelle visant à identifier les ZH prioritaires à préserver et/ou restaurer dans ce contexte (Objectif 2).

Le second travail bibliographique a permis de sélectionner les indicateurs à tester dans l'Objectif 3 et en lien avec l'évaluation des capacités tampons des zones humides face aux flux d'azote (Activité et diversité des communautés microbiennes dénitrifiantes et nitrifiantes), de phosphore (Activité phosphatase), et de phytosanitaires (notamment glyphosate).

Objectif 2 : Développer un modèle sous QGIS localisant simplement les ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire du fait de leur localisation au sein du bassin versant et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats).

Le modèle a été développé sous QGIS 3.10/12 mis à jour avec la version 3.16 Long Term Release lors des stages de Romain Montillet (Master Géomatique, Univ. Toulouse, 2020) et Thomas Leduc (ENGEES, 2021). **Des informations complémentaires sont donc disponibles dans leur rapports (en annexe de ce rapport) ainsi que dans la notice d'utilisation de l'outil.**

L'ensemble de ces informations sont mises à disposition sur le site de Soltis Environnement à l'adresse suivante : www.soltis-environnement.com.

Le modèle a été testé à partir des données issues du bassin versant de la Bourbre (750 km² en Isère au sud de Lyon, Figure 1, 293 zones humides recensées par le CEN Isère) qui est composé de 9 sous-bassins versants.

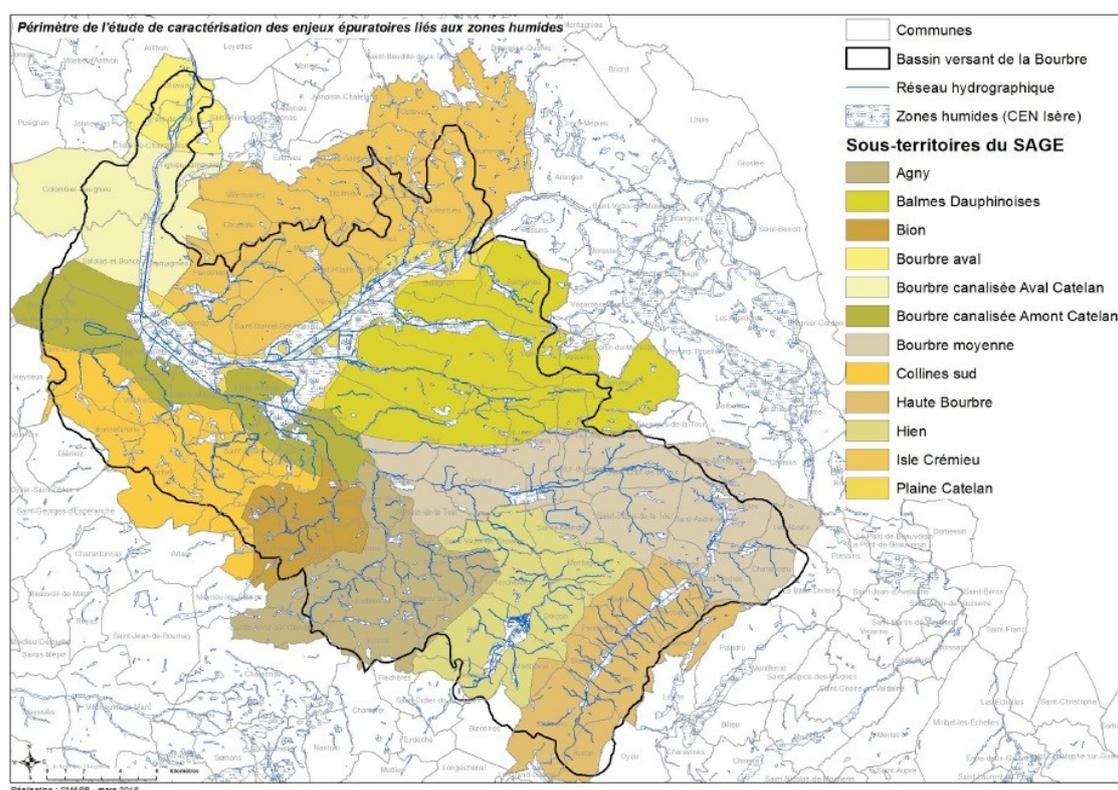


Figure 1. Périmètre de l'étude de caractérisation des enjeux épuratoires liés aux zones humides (SMABB, 2018).

Les données utilisées incluent :

- La BD Alti IGN 5 m ou 1 m ou MNT ;
- Inventaire ZH EPAGE Bourbre ;
- Le RPG pour les 3 dernières années (2016, 2017, 2018) ;
- La BD TOPO ;
- Corine Land Cover ou toute couche plus résolutive de l'occupation du sol ;
- Les données IDPR (BRGM).

Les exutoires et les zones contributives (ZC, c.-à-d. bassins versants) des zones humides ont été modélisés grâce au développement de scripts Python qui intègrent des corrections de scripts préexistants (ex. Fill sinks, catchment area et upslope Area de SAGA-GIS, r.carve de GRASS, Polygones vers lignes, Raster values to points etc.).

Ce travail a ainsi abouti à une hiérarchisation des ZH les plus à mêmes de jouer un rôle épuratoire au sein du bassin versant (voir section « Résultats et discussion » et annexe 1).

Chacune de ces zones humide sont par la suite fait l'objet de mesures de terrain pour évaluer leur capacité épuratoire et tester/identifier par ce biais des indicateurs simples et fonctionnels en témoignant. Ce travail est présenté dans la section suivante.

Objectif 3 : Mettre en place un suivi in situ pour valider les indicateurs retenus (Obj.1) sur la base d'une mesure directe des concentrations en N, P et phytosanitaires à l'entrée et à la sortie de la ZH.

A l'issue de la phase précédente, une campagne d'échantillonnage a été mise en place pour mesurer les teneurs en N, P et glyphosate dans les sols ainsi que dans les eaux de nappe et de rivière sur les 21 ZH sélectionnées.

Il s'agissait par ce biais de mesurer les processus d'épuration exprimés par les sols, notamment le processus de dénitrification (élimination du nitrate dissous dans les eaux et les sols), de transformation du phosphore (phosphatase) et de rétention des pesticides (ici le glyphosate) afin d'identifier des indicateurs simples témoignant de cette capacité épuratoire.

Pour rappel la **dénitrification** est une activité microbienne anaérobie facultative réalisée dans les sols et les sédiments saturés. Elle représente le mécanisme le plus important permettant l'élimination définitive de l'azote minéral (nitrate dans l'eau et les sols, NO_3^-) dans les zones humides en le transformant en N_2 , gaz inerte qui retourne à l'atmosphère (Gayet et al. 2016). Dans la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides (MNEFZH), la dénitrification est estimée par des indicateurs indirects : le couvert végétal, la texture et la matière organique du sol, l'engorgement, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. En effet, sa mesure directe au champ ou au laboratoire nécessite des techniques chronophages requérant une forte technicité et difficilement transposables en routine pour des non-spécialistes : chromatographie en phase gazeuse après blocage par l'acétylène au stade N_2O de l'activité dénitrifiante *in situ* ou potentielle (en conditions optimales), traçage isotopique, mesure directe d'émissions de N_2 , ou approches moléculaires (Saggar et al. 2013). Néanmoins, certaines de ces méthodes deviennent plus courantes et plus accessibles financièrement. Par exemple, la mesure de l'activité potentielle de la dénitrification, aussi appelée DEA pour Denitrification Enzyme Activity, permet d'estimer les capacités dénitrifiantes des communautés microbiennes des sols en conditions non limitantes. Il s'agit d'une estimation du maximum de cette activité ; la mesure au champ étant plus difficile à détecter et surtout très variable dans le temps et l'espace (Clément et al. 2002). Cette mesure de DEA nécessite un simple échantillonnage de sol qui peut être soit analysé immédiatement, soit congelé à -20°C , pour être incubé et mesuré plus tard au laboratoire après décongélation. Un autre exemple concerne l'approche moléculaire qui est basée sur les quatre enzymes intracellulaires de la dénitrification (Figure 2) : nitrate réductase (*Nar*), nitrite réductase (*Nir*), oxyde nitrique réductase (*Nor*) et oxyde nitreux réductase (*Nos*, seule enzyme permettant le passage du N_2O en N_2). Ces enzymes, produites principalement par des bactéries et quelques champignons, sont codées par des gènes dont l'abondance dans les sols peut être mesurée par PCR quantitative. Ces abondances de gène permettent, en complément de la mesure de l'activité dénitrifiante potentielle, d'améliorer la compréhension des groupes fonctionnels impliqués dans ces processus au sein de la communauté microbienne totale. Le projet BIOGEOZH a donc intégré ces deux approches (DEA et abondance de gènes) maîtrisées par les laboratoires partenaires pour évaluer l'intérêt de leur utilisation comme indicateurs de la capacité d'élimination du nitrate dans les zones humides. Nous avons aussi testé si ces métriques, ainsi que la nitrification potentielle (NEA), pouvaient être reliées à d'autres variables plus simples à mesurer et qui pourraient, le cas échéant, représenter un proxy de cette capacité tampon des zones humides face aux flux de nitrate.

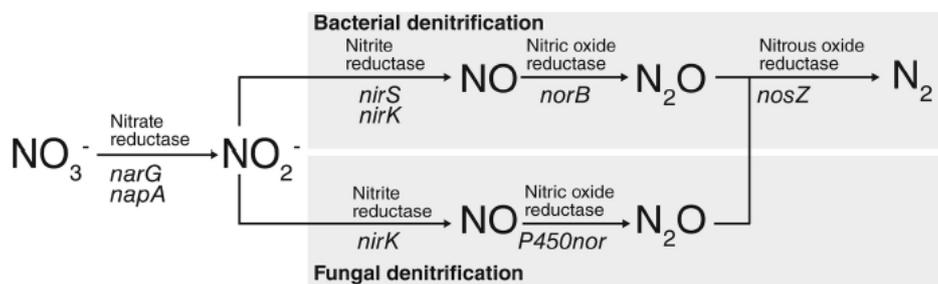


Figure 2. Étapes et gènes de la dénitrification d'après Ma et al. (2019).

Concernant le **phosphore**, son cycle est complexe dans les zones humides qui peuvent être des sources ou des puits de phosphore selon les conditions physico-chimiques (pH, anoxie, minéralogie, ...), l'échelle de temps et la forme considérée du phosphore : dissoute ou particulaire, organique ou inorganique (Rapin et al. 2021). Le rôle des microorganismes dans la transformation du phosphore organique en phosphore inorganique est connu depuis longtemps et est à l'origine, dans certains cas, d'une forte rétention dans le milieu (Gayet et al. 2016, Dorioz et al. 2006). C'est le cas des champignons mycorrhiziens qui produisent des phosphatases capables de transformer le P organique non disponible en P inorganique biodisponible pour leur croissance et pour celle des plantes auxquelles ils sont associés (Bucher 2007). La production de composés organiques réfractaires par les microorganismes constitue un autre mécanisme de transformation et de rétention du phosphore (Reddy et al. 1999). Dans la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides, seules deux fonctions ont été considérées pour évaluer les processus liés au phosphore excédentaire, à savoir l'assimilation végétale des orthophosphates et l'adsorption/précipitation du phosphore. L'assimilation par les microorganismes n'y est pas considérée (Gayet et al. 2016). Pour évaluer la fonction d'assimilation des orthophosphates et celles de l'adsorption et de la précipitation du phosphore, les indicateurs de la MNEFZH sont : le couvert végétal et ses modalités de gestion, le pH du sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. D'autres paramètres tels que l'engorgement des sols, la texture ou encore la teneur en matière organique peuvent également jouer un rôle sur l'adsorption et la précipitation du phosphore. Néanmoins, elles n'ont pas été considérées dans le cadre de la MNEFZH.

Dans le projet BIOGEOZH nous avons choisi de mesurer l'activité phosphatase des sols ainsi que les concentrations en phosphore total du sol et phosphore dissous biodisponible (orthophosphates) dans l'eau de nappe des zones humides, avec l'hypothèse sous-jacente d'un lien entre ces variables le long d'une topohydroséquence allant de l'interface zone humide-versant à l'interface zone humide-cours d'eau. Ces variables sont relativement simples et peu coûteuses à mesurer en laboratoire sur des échantillons prélevés sur le terrain, et pourraient donc présenter de bons indicateurs des capacités tampons des zones humides quant à la rétention du phosphore. Nous avons aussi cherché à identifier un proxy plus facile d'accès de la capacité tampon des zones humides face aux flux de phosphore en investiguant les liens entre les caractéristiques des sols (humidité, teneur en carbone,...), leurs activités phosphatase et leurs teneurs en phosphore total et dissous.

Les zones humides sont aussi reconnues pour leurs capacités à retenir et dégrader les flux de **pesticides** (Maillard 2014 ; Budd et al. 2009). Cette fonction n'est pas prise en compte dans la MNEFZH. Les processus responsables de cette rétention/dégradation des différents types de molécules pesticides (particulaires, dissoutes) sont nombreux (photo-dégradation, hydrolyse, volatilisation, déchlorination,

adsorption, sédimentation, oxydation, métabolisation...), et peuvent résulter en des taux d'abattement des concentrations et des flux jusqu'à 100%. Ces processus sont fortement dépendants de la vitesse et du volume des écoulements, de la durée entre deux apports, et du temps de contact des eaux chargées avec les sédiments, les microorganismes et la végétation (Lange et al. 2010). Les caractéristiques chimiques des sédiments (pH, Eh ou potentiel rédox, teneur en matières organiques, anoxie, ...) influencent aussi ces capacités tampons des zones humides face aux pollutions par les pesticides. Dans le projet BIOGEOZH nous avons choisi, comme indicateur des capacités tampons des zones humides face aux flux de pesticides, de mesurer les concentrations en glyphosate ($C_3H_8NO_5P$, $DT_{50} = 22-96$ jours, $\text{Log } K_{ow} = -3.2$) dans l'eau de nappe et les rivières. Nous avons fait l'hypothèse de leur diminution en allant de l'interface zone humide-versant vers l'interface zone humide-cours d'eau. Nous avons aussi testé si cette éventuelle diminution pouvait être reliée à d'autres variables qui pourraient, le cas échéant, représenter un proxy de cette capacité tampon.

Un protocole d'échantillonnage le plus simple possible d'application pour des utilisateurs non scientifiques a été développé pour tester les indicateurs retenus (Bechadergue, 2021). Pour chaque ZH, et en s'adaptant à ses dimensions (surface et largeur de la ZH entre cours d'eau et zone agricole ou urbaine), trois zones de prélèvements ont été identifiées sur un transect amont – aval du transit de la nappe et des écoulements théoriques de (sub-)surface (Figure 3): A l'amont - en tête de zone humide (zone 3), en zone intermédiaire (zone 2) et à l'aval - proche de la rivière (zone 1). La distance au cours d'eau est mesurée pour chaque zone.

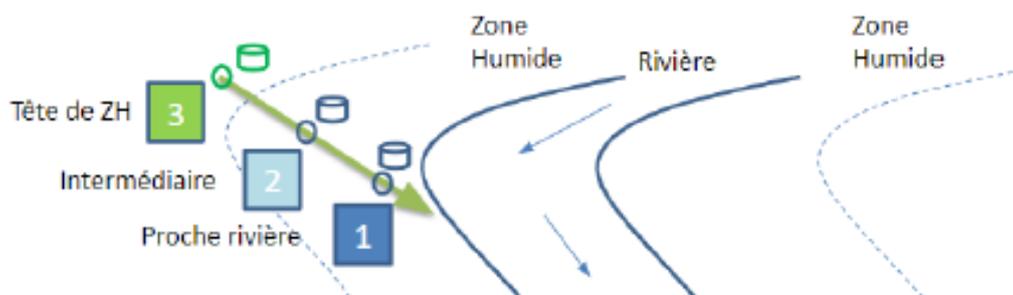


Figure 3. Plan d'échantillonnage des eaux et du sol pour une zone humide.

Deux échantillons de sol ont été prélevés pour chaque zone sur l'horizon 0-40 cm puis mélangés en un seul échantillon composite par zone pour les analyses au laboratoire. Des cylindres de sol ont été prélevés aux mêmes endroits pour mesurer la densité réelle du sol. En zone 1 et 3, des échantillons d'eau de nappe ont été également collectés dans des forages de 120 cm lorsque l'eau était présente. La nature du sol et les traces d'hydromorphie le long des profils ont aussi été décrites. Des photographies ont été effectuées ainsi que l'enregistrement des coordonnées GPS correspondant au point de récolte. Enfin, le type d'habitat a été renseigné selon la classification EUNIS niveau 3. Toutes ces informations ont été reportées sur une fiche de terrain (Annexe 1). En synthèse, 3 prélèvements de sol et 2 prélèvements d'eau ont été réalisés pour chaque ZH (soit un total de 64 analyses de sol et 40 analyses d'eau pour 21 ZH). L'ensemble de ces prélèvements ont été réalisés sur une durée maximale de 3 semaines pour limiter les biais météorologiques.

En résumé, les données calculées par analyse spatiale (objectif 2) ou *mesurées* sur le terrain ou en laboratoire (objectif 3) sont :

- Surface de la ZH ;
- Connexion au réseau hydrographique ;
- Pressions anthropiques agricoles/urbaines au sein de chaque ZH et de sa ZC ;
- Habitats naturels selon la classification EUNIS 3 ;
- Description de chaque sondage pédologique et classification selon GEPPA pour ce qui relève de l'hydromorphie des sols ;
- *Altitude et conditions météo lors du prélèvement ;*
- *Caractéristiques pédologiques (ex. densité réelle et apparente) ;*
- *Humidité relative du sol au moment du prélèvement ;*
- *Variables stationnelles (classe de distance au cours d'eau, classe de profondeur de nappe) ;*
- *Activités enzymatiques des sols (Dénitrification, Nitrification, Phosphatase) ;*
- *Gènes fonctionnels clés de la dénitrification (nirK, nirS, nosZ 1, nosZ 2) ;*
- *Teneurs et Stocks C, P, N sol ;*
- *Teneurs en azote minéral dans le sol (par litre et par gramme de sol) ;*
- *Teneurs en azote minéral, carbone organique et phosphore dissous dans l'eau du sol ;*
- *Teneurs en Glyphosate.*

Les méthodes d'analyses utilisées dans le projet ont eu lieu au LEM et au CARRTEL et sont reportées dans le rapport de K. Berchadergue (2021). Le lecteur est aussi invité à consulter le guide de mesures physico-chimiques sur le terrain développé par les Marais-Atlantiques et adapté aux marais et zones humides côtières (Anras & Guesdon, 2007).

L'ensemble des données a été analysé pour éliminer les valeurs aberrantes ou « outliers », ainsi que les variables auto-corrélées. Ensuite, à partir d'analyses statistiques de type approches corrélatives et ACP, les résultats ont permis de tester l'ensemble des indicateurs collectés sur le terrain et d'évaluer la pertinence des analyses moléculaires (gènes fonctionnels) pour témoigner de l'expression des fonctions biogéochimiques en particulier de la dénitrification des ions nitrates.

Objectif 4 : Elaborer un guide opérationnel présentant les indicateurs clefs qui permettent de caractériser sur le terrain les processus épuratoires ainsi que les actions à préconiser pour répondre à des enjeux de biodiversité et de qualité des eaux.

A l'issue de ce travail, une notice méthodologique a été construite afin de présenter la démarche générale à mettre en œuvre à l'échelle d'un BV pour qualifier les enjeux épuratoires et la capacité des ZH à exprimer ces fonctions. Cette notice nécessitera une actualisation au fur et à mesure que des résultats sont produits par les scientifiques.

Synthèse des livrables :

Pour résumer, ce projet a donné lieu aux livrables suivants :

- Trois rapports de stage M2 :
 - Montillet Romain. 2020. Elaboration d'un outil géomatique pour l'identification et la hiérarchisation des zones humides prioritaires en termes d'épuration des eaux,
 - Leduc Thomas. 2021. Elaboration d'un outil opérationnel pour évaluer les fonctions biogéochimiques en zones humides - bassin de la Bourbre, Auvergne-Rhône-Alpes,
 - Bechadergue Cheyron Kimberley. 2021. Elaboration d'un outil opérationnel pour évaluer, préserver ou restaurer les fonctions biogéochimiques des zones humides répondant aux enjeux de qualité des eaux et de biodiversité,
 -
- Le présent rapport scientifique,
-
- Une base de données relative à la capacité épuratoire de 21 zones humides du bassin versant de la Bourbre,
-
- Un guide d'utilisation des modèles et script associés sous Python,
-
- Guide opérationnel à destination des gestionnaires.

Résultats et discussion

Objectif 1 : Réaliser une revue de la littérature des modèles et outils permettant d'identifier les zones humides présentant un enjeu épuratoire à l'échelle d'un bassin versant.

La première étape du travail consistait à identifier les modèles et/ou données et/ou indicateurs permettant de caractériser les pressions anthropiques au sein d'un bassin versant. En effet, l'hypothèse est faite que plus ces pressions sont importantes au sein d'une ZC donnée, plus les ZH localisées au sein de cette ZC présentent l'opportunité de jouer un rôle épuratoire.

Plusieurs méthodes de pré-localisation des zones humides existent (Forum des Marais Atlantiques, 2013) et sont mobilisées régulièrement pour développer des méthodes d'inventaire et la caractérisation des zones humides (Fromont 2010). Aujourd'hui, plusieurs modèles permettent de caractériser les pressions d'origine anthropique et leur impact sur la ressource en eau à l'échelle d'un bassin versant. On trouve parmi eux des modèles très complets et avec un degré de précision très important mais dont la complexité, notamment pour rassembler les données nécessaires à leur bon fonctionnement, peut empêcher leur utilisation.

C'est par exemple le cas des modèles Nutting ou encore du modèle NITRATE du PIREN Seine. La boîte à outils Nutting, développée par l'UMR Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation de l'INRAE de Rennes, est constituée de deux modèles conceptuels, Nutting-N et Nutting-P visant à étudier les éléments azotés et nitrates (Prost et al. 2016). Ils permettent d'estimer les flux spécifiques moyens annuels et la rétention d'azote et de phosphore dans les masses d'eau et de les relier aux caractéristiques hydrologiques et hydrographiques du bassin versant. Ces deux modèles disposent de plusieurs types d'applications suivant l'échelle de l'étude (nationale ou régionale) et sont calibrés à partir des données de qualité des eaux mesurées à l'exutoire, sur une période de 5 ans, afin de couvrir la variabilité hydrologique annuelle. Pour utiliser ce modèle, il est nécessaire de disposer de données relatives aux pressions d'origine agricole, industrielle ou urbaine à l'origine de sources azotées et phosphorées, mais également de toutes les caractéristiques du sol, comme l'épaisseur et la porosité des différents horizons, et le type de couvert végétal (incluant de fait les zones humides).

Le modèle NITRATE du PIREN Seine évalue le transfert diffus de nitrates d'origine agricole au sein du bassin versant. Il est constitué de deux modèles complémentaires, le modèle hydrogéologique MODCOU et le modèle agronomique STICS (Viennot 2009). Le modèle MODCOU simule le comportement hydrodynamique du bassin (écoulements surfaciques et souterrains) et le déplacement des polluants dans le sol, de la zone non saturée aux aquifères. Il est divisé en 5 modules principaux : un module d'entrée, un module de production, qui calcule l'évapotranspiration, l'infiltration, le ruissellement et le stockage de carbone dans le sol, un module de transfert en surface, un module de transfert souterrain et un module d'échange surface-souterrain. En entrée, il faut fournir au modèle MODCOU les données concernant la pluviométrie, l'évapotranspiration potentielle ainsi que les paramètres de structure comme la composition du sol et son mode d'occupation.

Le calage du modèle est réalisé sur les débits disponibles dans les stations hydrométriques et sur les niveaux des nappes. Le modèle STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard)

reproduit le cycle agronomique des cultures. En simulant l'interaction entre cultures, sol et atmosphère, le modèle STICS permet ainsi d'estimer les flux azotés depuis les cultures vers les masses d'eau au cours de plusieurs années successives d'exploitation. Pour fonctionner, le modèle prend en compte les données climatiques (température, pluviométrie, évapotranspiration et rayonnement), les données relatives aux sols (caractéristiques de chaque couche et activité biologique dans la couche de surface), les données concernant le type de culture (processus agronomiques) et des données décrivant les pratiques agricoles, notamment sur le calendrier de chaque intervention (irrigation, apports de produits azotés, etc.). A l'issue de cette phase de paramétrage, le modèle STICS fournit des données précises concernant les cultures (rendement, biomasse), les flux d'eau et surtout les flux de nitrates en sortie des cultures.

Ce modèle permet d'obtenir une représentation précise des dynamiques de pollution par les nitrates d'origine agricole mais, comme les modèles Nutting, il demande l'implémentation de nombreux paramètres d'entrée, souvent difficiles à acquérir.

Si le niveau de précision souhaité est moindre, les indicateurs RhoMéO peuvent être très utiles pour estimer les pressions anthropiques qui s'exercent sur un territoire ; **ces données sont disponibles (2008, 2014 et 2020) pour la totalité du bassin RMed et les couches géographiques sont déjà mises à disposition (I12 et I13)³**. La boîte à outils de suivi des zones humides RhoMéO contient 13 indicateurs opérationnels, simples d'utilisation, permettant d'effectuer le suivi de l'état des zones humides. Ces indicateurs sont utilisables à différentes échelles géographiques, du site à la région (CEN RA 2014). Dans le cadre de notre approche, les indicateurs les plus pertinents pour caractériser les pressions exercées sur les zones humides sont la "Pression de l'artificialisation" (I12) et la "Pression de pratiques agricoles"(I13). L'indicateur de pression d'artificialisation se base sur la proportion de surface artificialisée sur le territoire et différencie le bâti urbain du réseau de transport. Il est modulé par la présence et la proportion de surface artificialisée proche d'une zone humide et peut être construit à partir de la BD Topo de l'IGN, disponible pour l'ensemble du territoire français. L'indicateur de pression de pratiques agricoles se base quant à lui sur la proportion de surface cultivée et sur le type de culture. Il permet ainsi d'identifier l'impact de la parcelle cultivée sur la zone humide attenante mais également d'évaluer les pressions d'origine agricole à une échelle plus grande. L'indicateur peut être construit à partir du RPG (Registre Parcellaire Graphique), où figurent les données déclaratives des agriculteurs concernant leurs cultures. Ces deux indicateurs, bien que très accessibles, ne permettent pas d'obtenir des résultats très précis. En effet, assez simplificateurs, ils n'admettent aucune différenciation quant à l'origine des pollutions (azote, phosphore, phytosanitaires).

La Méthode Nationale d'Évaluation des Fonctions des Zones Humides (MNEFZH, Gayet et al. 2016) propose également d'évaluer les pressions anthropiques dans la zone contributive, qui sont responsables en grande partie des pressions exercées sur une zone humide. Ainsi les apports de composés azotés, phosphorés et de sédiments sont évalués selon le mode d'occupation des sols (Gayet et al. 2016). Quatre grands types d'occupation peuvent être identifiés. Ils correspondent aux surfaces cultivées, aux surfaces enherbées (exploitées par les agriculteurs), aux surfaces construites et aux infrastructures de transport. Chacun de ces types de surface est représenté par des pressions propres et des apports différents. Les pressions relatives aux surfaces cultivées et enherbées sont évaluées via les données du RPG. Les pressions issues des surfaces construites et des infrastructures de transport sont estimées en utilisant la BD

Topo et plus particulièrement les couches de "bâti" et celles des différentes activités de transports (voies ferrées, routes primaires et secondaires).

Cette méthode est donc similaire à ce que proposent les outils de RhoMéO, et il en ressort donc les mêmes limites : les informations du RPG sont issues de données déclaratives, non vérifiées et potentiellement imprécises. De plus, la méthode ne prend pas en compte les rejets issus des réseaux d'assainissement qui peuvent influencer le niveau de pression. **Néanmoins, depuis 2016, le RPG est calé à la parcelle et non plus à l'îlot parcellaire. Cela permet d'estimer en fonction de la culture : les itinéraires techniques, les apports azotés et les reliquats. Par ex., la culture de maïs simplifie la démarche en l'absence de rotation pour estimer les reliquats azotés avant l'hiver susceptibles d'être lessivés.**

Suzanne Catteau, faisant suite à la thèse de Sébatien Rapinel (2012), a par ailleurs travaillé sur un modèle visant à identifier des conditions favorables à la présence de zones humides au sein d'un espace de référence (Catteau 2017). **Elle a notamment travaillé à des développements géomatiques concernant la circulation de l'eau et la concentration de flux hydriques dans l'EHR pour préciser le fonctionnement des ZH et l'intensité des impacts des pressions agricoles intensives.** Dans cette étude de 2017, la caractérisation des pressions anthropiques au sein des zones humides s'effectue avec les indicateurs RhoMéO, décrits précédemment, c'est-à-dire à partir du Registre Parcellaire Graphique pour les pressions d'origine agricole et de la BD Topo pour les pressions du bâti. Ces outils ont été adaptés afin de pouvoir être automatisés **à l'aide de requêtes géomatiques** et donc utilisables pour l'évaluation d'un grand nombre de zones humides très rapidement **afin de préciser la réalisation ou non de fonctions (désynchronisation des pics de crue, épanchement des crues et dissipation des forces érosives, recharge des nappes, ralentissement du ruissellement et rétention des sédiments, dénitrification, séquestration du carbone, protection de la ressource en eau potable, Habitats).** Ce travail a ainsi constitué une solide base de travail pour établir le modèle du projet BiogeoZH. Néanmoins, comme c'est le cas dans la MNEFZH ou avec les indicateurs RhoMéO, la rétention et la transformation des produits phytosanitaires dans les zones humides ne sont pas évaluées. D'autres méthodes ont été envisagées afin d'évaluer le niveau de pression lié à l'emploi de phytosanitaires.

Le rapport de l'EPAGE intitulé « Étude de caractérisation des enjeux épuratoires liés aux zones humides du bassin de la Bourbre » propose deux nouveaux indicateurs inspirés de la MNEFZH (Baptist et al. 2018). Ils concernent la pression exercée par les produits phytosanitaires et le risque de fertilisation excédentaire.

L'estimation de la pression des produits phytosanitaires peut être effectuée en analysant le type de produit et les molécules qui sont utilisées dans le traitement de chaque parcelle. Néanmoins ces informations ne sont pas disponibles publiquement et peuvent être relativement difficiles à obtenir. Il a donc été nécessaire d'utiliser un indicateur plus global, relativement simple, se basant uniquement sur le type de culture, afin de rendre compte aisément des pressions exercées par l'utilisation de pesticides sur tout le territoire. Plusieurs méthodes ont été envisagées mais la seule, *a priori* réalisable sur la majorité des territoires, consiste à utiliser **l'Indicateur de Fréquence de Traitement phytosanitaires (IFT)** afin de construire l'indice de pression des phytosanitaires. L'IFT est un indicateur de suivi de l'utilisation des pesticides sur une parcelle agricole. Il prend en compte le nombre de doses de référence utilisées au cours

³ <https://rhone-mediterranee.eaufrance.fr/telechargements/documents-zones-humides>

d'une campagne culturelle pour chaque type de culture. L'indicateur sert principalement à l'exploitant agricole afin de caractériser ses pratiques culturales par rapport à un territoire donné et à envisager de potentielles améliorations. Le principal inconvénient de cet indicateur est qu'il ne renseigne pas sur la dangerosité de chaque molécule puisqu'il ne prend en compte que le nombre de traitements, la part de la surface traitée et la dose appliquée sur cette surface. **Toutefois l'hypothèse qu'un IFT élevé est relié à un risque élevé de pollution des eaux a été retenue dans ce projet.**

Les autres méthodes proposées, utilisant des informations précises sur le type de produit utilisé dans chaque parcelle, ont été écartées car les informations ne sont pas disponibles à grande échelle ou trop difficiles à collecter.

L'estimation **du risque d'une fertilisation excédentaire** a également nécessité une approche simplificatrice afin de quantifier l'apport excédentaire de nutriments dans les zones humides (Baptist et al. 2018). En effet, l'utilisation d'indicateurs complexes se basant sur le rendement, la texture du sol, la teneur en azote, en phosphore ou en potassium des intrants ..., c'est-à-dire une appréhension très poussée des pratiques culturales, n'a pas été jugée appropriée dans le modèle développé au cours de ce projet (disponibilité des données, non opérationnalité de l'outil au regard des objectifs visés). Il a été choisi de ne se baser que sur l'excédent d'azote afin d'évaluer la pression globale des intrants et d'attribuer à chaque grand type de culture une note en fonction de ses standards de fertilisation. De plus, il a été considéré que l'excédent azoté dans la parcelle est uniquement relié à ce type de culture, sans tenir compte d'autres paramètres comme les antécédents agricoles ou le type de sol. Trois grandes catégories de cultures ont ainsi été définies, les grandes cultures, les prairies permanentes ou temporaires et les légumineuses pour lesquels une évaluation semi-quantitative de l'apport en fertilisant a été proposée (note comprise entre 0 et 3, avec 3 correspondant à un risque élevé de fertilisation excédentaire) :

- Grandes cultures : 3 ;
- Prairies permanentes ou temporaires : 1 ;
- Légumineuses : 0.

A l'échelle d'un territoire, ces deux indices sont construits comme la somme des valeurs correspondant au type de culture sur 3 années consécutives, et pondérée par la surface de chaque parcelle. Ces deux indicateurs, qui viennent compléter la démarche proposée dans la MNEFZH, apportent ainsi davantage de précisions sur l'apport des produits azotés et surtout sur l'usage des produits phytosanitaires ainsi que les pressions qu'ils exercent sur le milieu naturel. De plus, ces indicateurs sont très opérationnels, les données nécessaires à leur implémentation sont accessibles via les RPG et sont automatisables sur un grand territoire.

Les sociétés Bayer et Envilys ont également proposé des méthodes opérationnelles permettant d'évaluer les pressions liées à l'utilisation de produits phytosanitaires. Le projet Doazit Agri'Eau mis en place sur la commune éponyme a pour objectif d'identifier les flux de polluants depuis leur émission jusqu'à la masse d'eau et notamment le risque de transfert de produits phytosanitaires. Trois phases ont structuré le projet. Une première phase de diagnostics environnementaux fait l'inventaire des risques relatifs à l'usage des produits phytosanitaires sur l'ensemble des exploitations, des points de vulnérabilité de la ressource en eau au niveau du bassin et au niveau de la parcelle. Dans la seconde phase, différents plans d'actions sont proposés aux exploitants pour intervenir sur les zones les plus vulnérables. Enfin, un dispositif de suivi

est mis en place à l'exutoire de chaque sous bassin versant afin de suivre l'évolution de la concentration des produits phytosanitaires, mais aussi des nitrates et des paramètres hydrologiques (Ballesteros et al. 2018). Même si ce projet a été réalisé avec succès, et reconduit pour 3 années supplémentaires, il nécessite de travailler au cas par cas, en contact direct avec chaque exploitant, notamment dans la phase de diagnostic des enjeux. A plus grande échelle, la quantité de travail nécessaire ne permettrait pas de répondre aux attentes du projet, aucune automatisation ne pouvant être mise en place.

La société d'expertise Envilys a également mis en place un projet ayant pour objectif de diagnostiquer les risques de transfert de produits phytosanitaires vers la ressource en eau. L'utilisation du modèle MHYDAS permet notamment de modéliser les écoulements d'eau et simule les flux de produits phytosanitaires au sein des différentes couches de sol jusqu'aux masses d'eau (Louchart et al. 2011). Comme pour le projet Doazit Agri'eau précédemment présenté, la phase de diagnostic est primordiale. Ainsi, les utilisateurs de ce modèle estiment tout d'abord les pressions relatives à l'utilisation de produits phytosanitaires en identifiant leur origine, agricole ou non, et s'il s'agit de pollutions ponctuelles ou diffuses. Ensuite, la vulnérabilité du milieu et notamment celle du milieu agricole est évaluée à partir de 4 critères : le ruissellement, la composition des sols, la pente et la distance au cours d'eau. Finalement, en croisant les résultats de vulnérabilité et avec les pressions exercées sur le milieu, il est possible de déterminer le risque de transfert de polluants vers les masses d'eau (SMBT, 2013) La plupart des données concernant l'évaluation de la vulnérabilité du milieu sont disponibles en accès libre à partir de données publiques (RGE alti, base de données Donesol, BD TOPAGE, BD TOPO). Seules des informations relatives au niveau des pressions d'origine anthropique manquent encore. Les ressources qui sont ainsi octroyées pour cette étape influencent la précision finale de l'étude, semi-automatisable dans la cadre du modèle développé par Envilys.

Sur la base de cette revue de la littérature, il a été décidé de se baser sur une approche capitalisant les résultats de la MNEFZH, des travaux de S. Rapinel (2012), de S. Catteau (2017) et de Baptist et al. (2018) pour caractériser les pressions anthropiques au sein d'une ZC. Ce point est développé dans l'objectif 2.

La démarche globale d'identification des ZH à restaurer et/ou à préserver en priorité au regard des enjeux épuratoires est présentée dans la Figure 4.

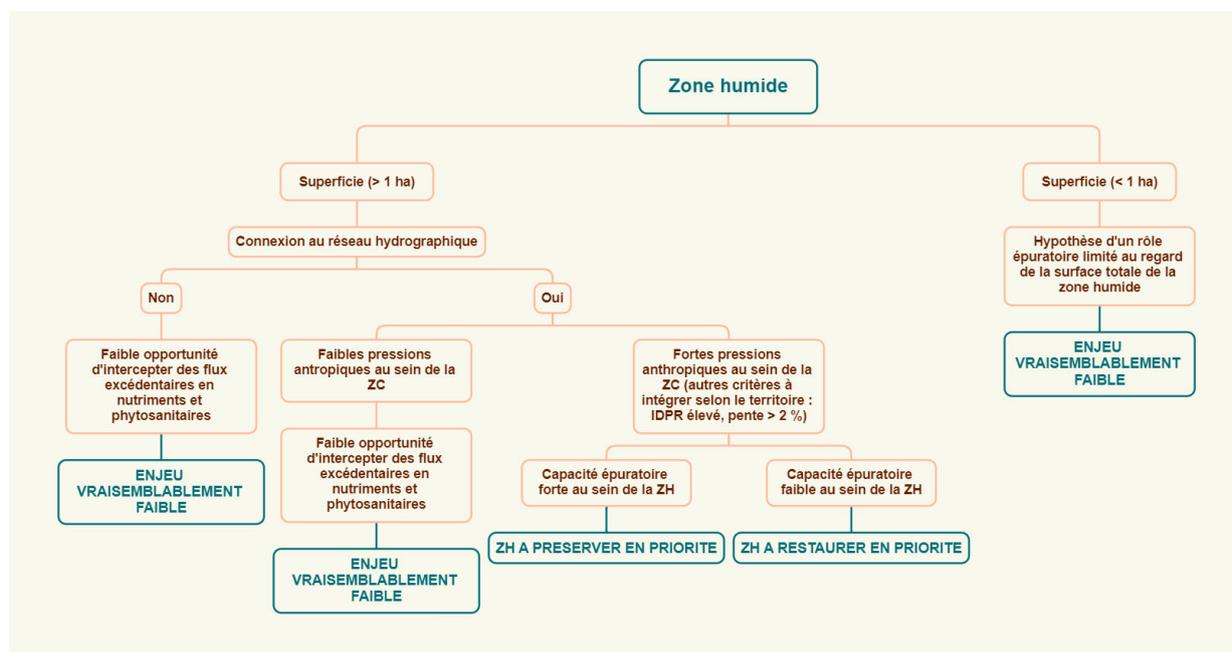


Figure 4. Démarche conceptuelle pour identifier les zones humides à restaurer et/ou à préserver au regard des enjeux épuratoires à l'échelle d'un bassin versant. ZC : Zone Contributive, ZH : Zone Humide.

Cette démarche se décline en 5 étapes clefs :

- **Étape 1.** Sélection des ZH dont la superficie est supérieure à 1 ha. Cette superficie a été fixée arbitrairement à partir du jeu de données obtenus sur le territoire test du bassin de la Bourbre. Ceci ne signifie pas que les ZH dont la surface est inférieure à 1 ha ne présentent pas une capacité épuratoire élevée par unité de surface. Ceci témoigne uniquement du fait que leur contribution à l'abattement des polluants et des excédents de fertilisants sera vraisemblablement faible.
- **Étape 2.** Sélection des ZH connectées au réseau hydrographique. Seules les ZH étant connectées au cours d'eau présentant un régime permanent ont en effet été retenues. Un des enjeux du projet est d'identifier, à termes, les ZH qui nécessitent d'être restaurées ou conservées en raison de leur rôle en termes d'amélioration de la qualité des eaux superficielles. La connexion au réseau hydrographique est donc un critère essentiel car elle souligne l'opportunité pour une ZH d'intercepter des flux excédentaires en nutriments. En revanche, ce choix ne signifie pas que les autres zones humides ne présentent pas un potentiel d'épuration significatif (ramené à l'hectare). Elles peuvent en effet contribuer à l'épuration des eaux avant infiltration / ruissellement vers les eaux souterraines / de surface (ex. des bandes enherbées). Néanmoins, les ZH de tête de bassin versant (type plateau) et de type source et suintements jouent probablement un rôle moindre en raison d'intrants potentiellement limités (sauf cas particulier).

- **Étape 3.** Sélection des ZH dont la ZC présente des pressions anthropiques élevées (agricoles ou urbaines) et pour lesquelles la valeur de l'IDPR est proche de 2000 (si données disponibles) et la pente suffisante pour entraîner un ruissellement de (sub)surface.
- **Étape 4.** Evaluation de la capacité épuratoire des ZH par le biais d'indicateurs simples et opérationnels.
- **Étape 5.** Identification des ZH à préserver et/ou à restaurer au regard des enjeux épuratoires ou de leurs capacités épuratoires.

L'objectif 2 de ce projet correspond globalement aux étapes 1, 2 et 3. L'objectif 3 correspond aux étapes 4 et 5.

Objectif 2 : Développer un modèle sous QGIS localisant simplement les ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire du fait de leur localisation au sein du bassin versant et de leurs caractéristiques hydrogéomorphologiques et biologiques (habitats).

Le développement du modèle fait l'objet d'une description détaillée dans les rapports de stage et la notice d'utilisation. Nous nous bornerons ici à rappeler les principaux points techniques.

Les données nécessaires au fonctionnement du modèle sont relativement simples à obtenir sur n'importe quel territoire de France métropolitaine. On liste ainsi :

- La localisation des ZH au sein d'un territoire donné ;
- Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) de résolution 5 mètres (voire plus précis s'il est disponible) ;
- Les Registres Parcellaires Graphiques des trois dernières années ;
- La BD Topo avec notamment les couches de bâti, de voirie et le réseau hydrographique ;
- Une couche d'occupation du sol ;
- Si possible, les données IDPR produites par le BRGM.

Seules les données correspondant aux ZH, issues de recensement au cas par cas (sont plus difficiles à obtenir et doivent être fournies par le gestionnaire. A défaut, il est possible de se référer aux données mises à disposition sur les sites suivants :

- <https://sig.reseau-zones-humides.org/visualiseur/?idlyr=12906> Ce site recense les données issues de l'UMR SAS INRA-AGROCAMPUS-OUEST concernant les milieux potentiellement humides (2014) ainsi que le travail réalisé en 2023 de pré-localisation des zones humides (source : LETG-UMR 6554 CNRS-Université de Rennes 2 - PatriNat OFB-MNHN - Institut Agro Rennes-Angers - INRAE - Agence de l'eau RMC - Tour du Valat).
- <https://rhone-mediterranee.eaufrance.fr/telechargements/documents-zones-humides> Ces données disponibles sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse sont issues des inventaires ainsi que des zones humides ordinaires non-inventoriées présentent dans l'EHR.

D'autres informations peuvent également être collectées afin d'affiner le modèle comme les valeurs des IFT des cultures ou la présence d'agriculture biologique. Ces données ne sont toutefois pas indispensables au bon fonctionnement du modèle.

La première partie du modèle vise à localiser les exutoires de chaque ZH (Figure 5). La localisation de ces exutoires, c'est-à-dire les points les plus en aval de chaque zone humide où transite l'ensemble du réseau hydrographique de surface, est primordiale dans le modèle. En effet, leur position permet par la suite de délimiter la ZC de chaque ZH, c'est-à-dire le bassin d'alimentation en eau de la zone humide qui sera également le milieu récepteur de l'ensemble des pressions qui s'exercent sur la zone humide.

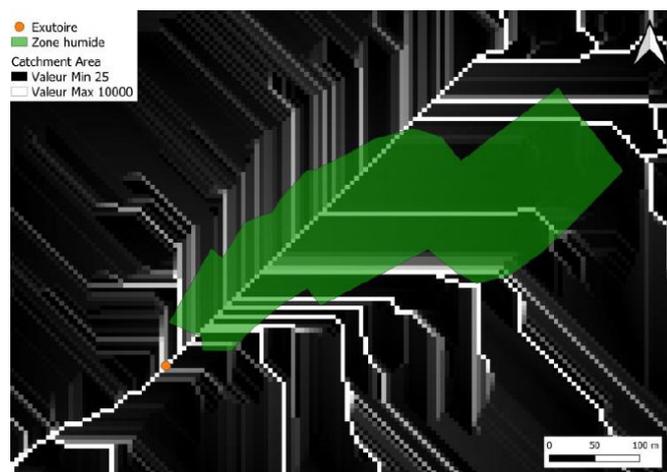


Figure 5. Localisation automatique de l'exutoire (orange) de la ZH (vert).

Ensuite, la délimitation de chaque ZC se fait via l'outil Upslope Area de SAGA, toujours sous QGIS. A partir du MNT et la position de chaque exutoire, l'outil délimite le bassin versant associé à chaque exutoire (Figure 6).

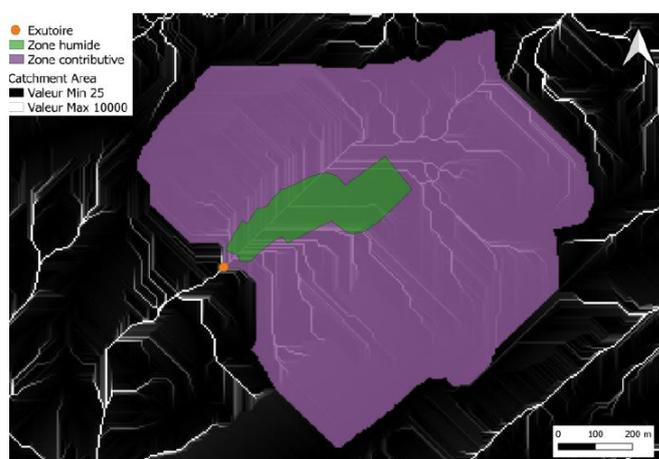


Figure 6. Modélisation de la ZC à partir de l'exutoire

Les deux étapes précédentes sont entièrement automatisées. Il est ainsi possible de délimiter les ZC sur un grand nombre de ZH en un temps relativement court. De nombreuses difficultés techniques ont été rencontrées pour aboutir à ce résultat. Elles étaient notamment liées au territoire d'étude (plus ou moins plat), à la résolution du MNT, à la présence de tronçons hydrographiques perchés ou routes surélevées (nécessité de surcreuser le MNT dans certaines situations, voir guide d'utilisation) ou encore à la localisation de l'exutoire (parfois pas assez précise)

Dans la continuité de ce travail, il s'agissait de développer une routine permettant de caractériser les pressions anthropiques au sein de chaque ZC et ZH.

Les pressions urbaines ont été séparées en deux catégories (Figure 7 et 8) : **celles liées aux surfaces construites et celles liées aux infrastructures de transports**. Les routes et voies ferrées sont ainsi comprises dans l'indicateur **"Infrastructures de transport"** et les couches de Bâti indifférencié, Bâti

industriel, Bâti remarquable, Terrain de sport dans l'indicateur **“Surfaces construites”** comme c'est le cas dans la MNEFZH (Gayet et al 2016). Ces couches sont toutes issues de la BD Topo, accessible gratuitement.

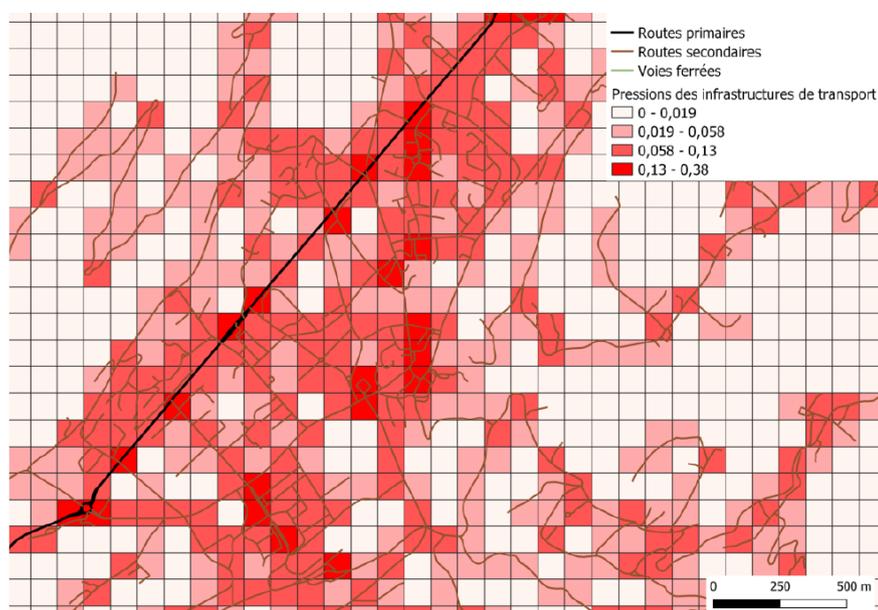


Figure 7. Illustration des pressions anthropiques liées aux infrastructures de transport.

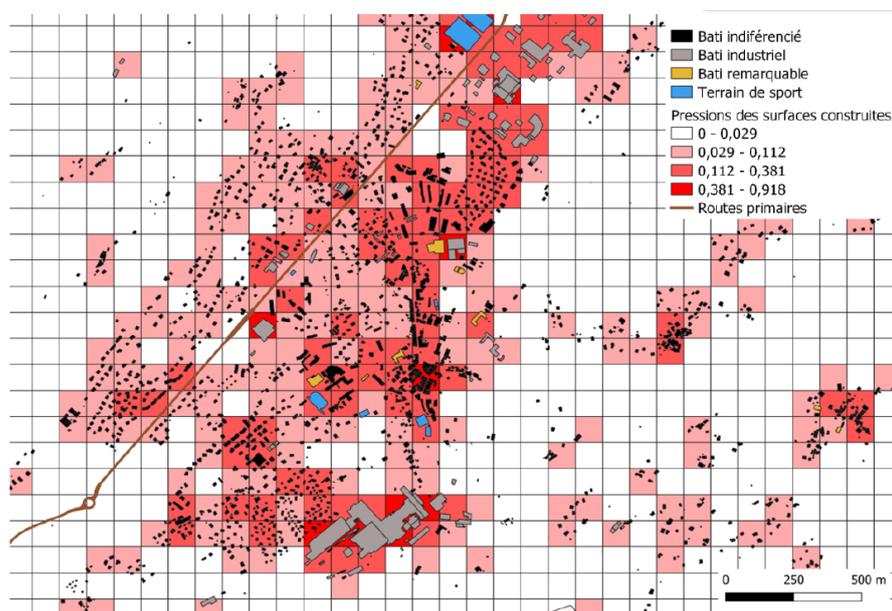


Figure 8. Illustration des pressions anthropiques liées au bâti.

Enfin, la prise en compte des pressions agricoles se base sur deux indices issus de l'étude rédigée par Baptist et al. (2018) à savoir (Figure 9) :

- L'estimation de la pression phytosanitaire ;
- L'estimation du risque d'une fertilisation excédentaire.

Ces deux indices permettent de distinguer les différents types de pressions, qui proviennent des engrais et de la fertilisation ou des produits phytosanitaires utilisés comme herbicides, insecticides ou encore

fongicides. A noter que ces différents indices sont paramétrables par l'utilisateur. Les pressions attribuées à chaque type de culture ou à chaque parcelle peuvent donc être modifiées selon les besoins.

Le détail du calcul de ces indicateurs est présenté dans Leduc (2021).

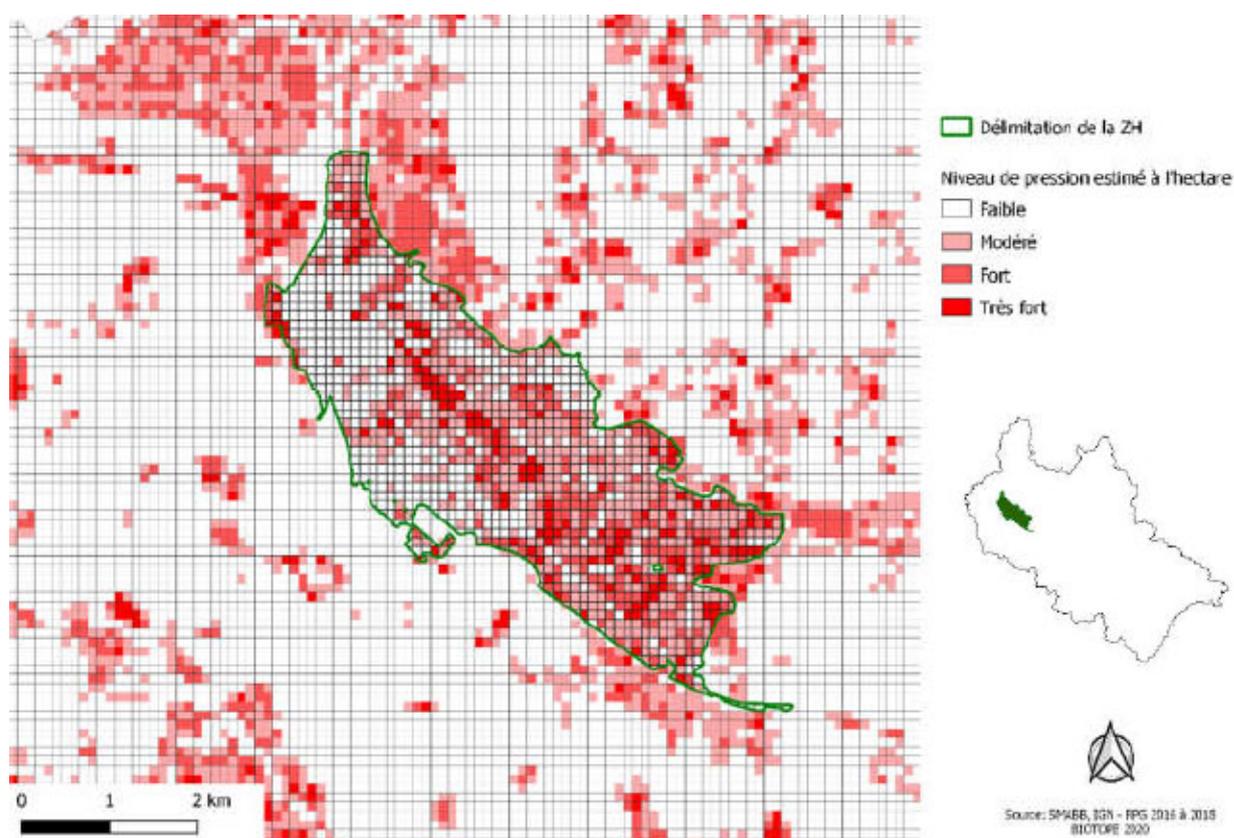


Figure 9. Estimation de la pression agricole moyenne totale par hectare au niveau de la ZH « Confluence Bourbre-Catelan ».

Ce travail permet d'aboutir à une carte des pressions anthropiques (agricoles ou urbaines) pour chaque ZC et ZH. Il est ainsi possible d'identifier les ZC les plus affectées par les activités anthropiques, et donc les ZH présentant des enjeux épuratoires importants.

De manière générale, le modèle développé dans le cadre de ce projet présente les spécificités suivantes :

- Automatisation des traitements pour l'ensemble des zones humides d'un secteur d'étude (ici le bassin versant de la Bourbre en Isère avec 293 ZH) ;
- Distinction entre les différents types de pressions (pressions liées à la fertilisation azotée / pressions liées aux produits phytosanitaires) ;
- Indices de pression agricole paramétrables manuellement par l'utilisateur ;
- Prise en compte d'informations complémentaires de manière qualitative.

L'approche proposée par cet outil est particulièrement intéressante pour les gestionnaires de milieux car elle permet, **en quelques heures**, de délimiter les bassins d'alimentation des ZH, d'estimer les pressions

anthropiques au sein de ces périmètres et d'identifier les ZH à enjeux sur un bassin versant de plusieurs centaines de km². L'accessibilité aux données nécessaires au fonctionnement du modèle (MNT à 5m, BD Topo et RPG, occupations du sol), son application à n'importe quel autre contexte géographique, et le temps (quelques heures) nécessaire à l'acquisition des résultats soulignent l'opérationnalité de ce modèle en tant qu'outil de planification et de gestion pour les acteurs territoriaux.

A l'aide de ce modèle, les 293 zones humides du bassin versant de la Bourbre ont été analysées pour retenir 17 zones humides connectées au réseau hydrographique présentant des pressions anthropiques maximales au sein de leurs zones contributives (et 4 ZH « contrôles » présentant des pressions faibles à la fois dans la ZC et au sein de la ZH en elle-même).

Cette sélection a suivi les étapes suivantes comme précisé dans l'objectif 1 :

Etape 1. Sélection des ZH présentant une superficie de plus de 1 ha.

Etape 2. Sélection des ZH connectées au réseau hydrographique.

Etape 3. Sélection des ZH selon les critères suivants :

- Le niveau de pressions anthropiques dans le bassin d'alimentation en eau (ZC pour Zone Contributive) de chaque ZH (pression urbaine et/ou agricole) ;
- La superficie de la ZC;
- L'accumulation de flux cumulée à l'échelle de la ZC ;
- L'IDPR moyen. L'IDPR se fonde sur l'analyse du modèle numérique de terrain et des réseaux hydrographiques naturels, conditionnés par la géologie. Plus on se rapproche de 2000 plus le substrat est imperméable et est favorable au ruissellement de surface (faible infiltration) ;
- Le temps d'écoulement de l'eau à l'exutoire dans la ZC, dépendant de plusieurs paramètres dont la pente et l'occupation du sol (coefficient de Manning) ;
- La pente. Plus la pente est importante, plus les ruissellements sont potentiellement importants, et plus les ZH localisées à l'exutoire de ces ZC ont l'opportunité d'intercepter les polluants et nutriments excédentaires.

Une première analyse statistique a permis d'isoler les variables globalement indépendantes :

- L'IDPR moyen ;
- La pente ;
- Le temps d'écoulement des eaux à l'exutoire ;
- La pression agricole (phytosanitaires).

La pression urbaine, la pression agricole (azote), l'accumulation de flux ont été supprimées car fortement corrélées entre elles en raison de leur dépendance forte à la superficie de la ZC.

A noter que la variable « temps d'écoulement des eaux à l'exutoire » n'a finalement pas été retenue dans la démarche conceptuelle globale car les résultats obtenus n'étaient pas suffisamment probants. Ce travail est néanmoins décrit avec précision dans la notice d'utilisation du modèle.

Sur la base de ces variables, les ZH (et leur ZC) ont fait l'objet d'un travail de classification pour isoler celles présentant un IDPR élevé, une pente > 2% et des pressions maximales dans la ZC et minimales au sein de la ZH.

Ce travail a ainsi abouti à une hiérarchisation des ZH les plus à même de jouer un rôle épuratoire au sein du bassin versant. Vingt et une zones humides ont ainsi été sélectionnées (voir annexe 1). Parmi ces 21, 4 ZH sont considérés comme des contrôles. Elles se caractérisent par une faible pression agricole et urbaine au sein de la ZC et faible pression agricole au sein de la ZH.

Ces 21 zones humides ont été prospectées afin d'évaluer leur capacité épuratoire. Les résultats sont présentés dans la section suivante.

Objectif 3 : Mettre en place un suivi in situ afin de valider les indicateurs qui seront retenus dans la phase bibliographique sur la base d'une mesure directe des concentrations en N, P et phytosanitaires à l'entrée et à la sortie de la ZH.

Une première analyse a constitué à suivre l'évolution des variables descriptives des sols le long des transects amont – aval et selon le type d'habitat EUNIS (15 points d'échantillonnage en zone boisée, 1 point en zone agricole, 39 points en zone prairial, 9 points en zone de roselière ; soit 64 points dans 21 zones humides du bassin versant de la Bourbre) :

Les résultats obtenus indiquent que :

- Le **pH du sol** varie entre 6.4 et 8.6, avec une moyenne à 7.9. Le pH n'évolue pas de façon significative le long du transect mais est plus élevé dans les zones boisées.
- Le **taux de matières organiques (%MO)** varie entre 3.5 et 38.2 %, avec une moyenne à 10.4 %. Il est plus élevé au plus proche de la rivière et dans les zones de roselière.
- Le **pourcentage de carbone du sol (%C)** varie entre 1.7 et 19.1 %, avec une moyenne à 6.9 %, et elle augmente en se rapprochant de la rivière.
- L'**humidité du sol** varie entre 19.9 et 220.7 %, avec une moyenne à 70.0 %. Elle augmente au plus proche de la rivière et est plus élevée dans les zones de roselière et les zones boisées.
- Le **pourcentage d'azote du sol (%N)** varie entre 0.15 et 1.7 %, avec une moyenne à 0.5 %.
- Le **C/N du sol** varie de 6.8 à 36.1 avec une moyenne de 13.8, et il est plus élevé en se rapprochant de la rivière et plus fort en zone humide boisée.
- La **teneur en phosphore total des sols** varie de 0.2 à 1.0 mgP.g⁻¹ avec une moyenne à 0.64 mgP.g⁻¹ sans variation significative le long du transect ni selon l'habitat.
- La **densité réelle des sols** varie entre 0.1 et 1.5 g.cm⁻³, avec une moyenne de 0.82 g.cm⁻³. La **densité apparente** des sols varie entre 0.2 et 1.5 g.cm⁻³, avec une moyenne de 0.88 g.cm⁻³. Les densités diminuent en se rapprochant de la rivière et sont plus faibles en zone de roselière.

Tels qu'attendus lors de la mise en place de la stratégie d'échantillonnage, l'humidité, le taux de matières organiques (%MO), le pourcentage de carbone (%C) et le rapport C:N des sols ont significativement augmenté de la zone 1 (tête de zone humide) à la zone 3 (proche de la rivière), y compris lorsque l'on regarde la distance au cours d'eau de chaque échantillon (Figure 10). A l'inverse, la densité réelle des sols a diminué significativement en se rapprochant du cours d'eau.

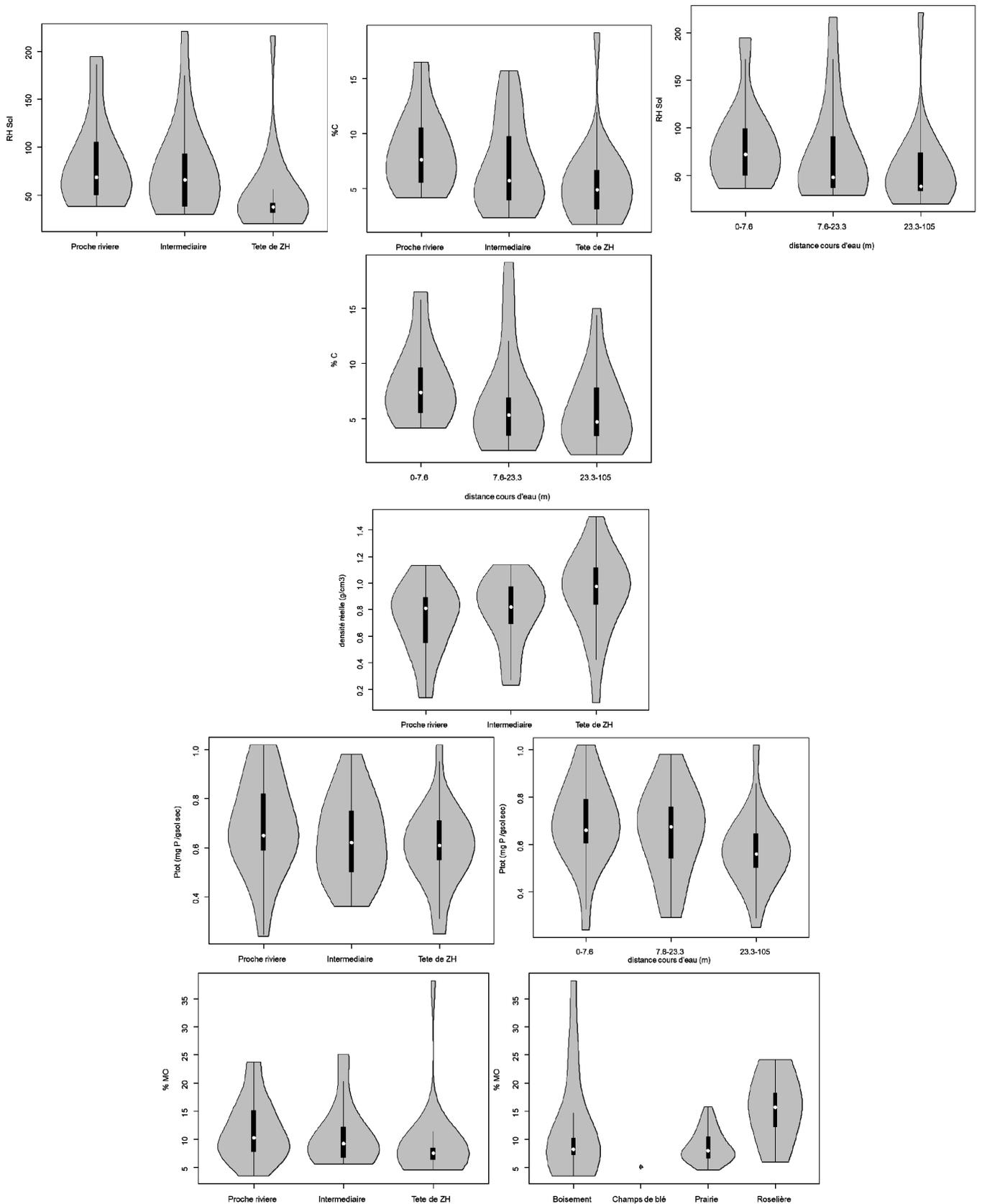


Figure 10. Humidité (RH Sol), teneurs en carbone (%C), densité réelle, teneurs en phosphore total (Ptot) et teneurs en matières organiques (%MO) des sols en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21), de la distance au cours d'eau et selon le type d'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

A noter que les proportions d'azote (%N) du sol sont fortement corrélées à celles de carbone (%C) ($R=0,7183$, $p<0,0001$), et à celles de la matière organique (%MO) du sol ($R=0,8944$, $p<0,0001$). Les densités apparentes sont également très corrélées aux densités réelles ($R=0,95$, $p<0,0001$) qui sont utilisées pour transformer les concentrations en N, P (phosphore) et C en stocks (en kg.m^2). Les liens sont restés significatifs entre stocks de N et stocks de P et C (0,494 et 0,4742 respectivement, $p<0,0001$), mais pas entre stocks de C et de P.

Les teneurs en azote minéral (NH_4 , NO_3), carbone organique et phosphore dissous des extraits de **l'eau du sol** sont restées faibles pour l'ensemble des échantillons et n'ont montré aucune variation le long du transect ou selon l'habitat (Figure 11) :

- Les concentrations en NH_4 du sol varient de 0.3 à 6.3 $\mu\text{gN.g}^{-1}$, avec une moyenne de 1.8 $\mu\text{gN.g}^{-1}$.
- Les concentrations en NO_3 du sol vont de 0 à 13.3 $\mu\text{gN.g}^{-1}$, avec une moyenne de 4.1 $\mu\text{gN.g}^{-1}$.
- Les concentrations en azote total dissous du sol fluctuent entre 4.8 et 102.3 $\mu\text{gN.g}^{-1}$, avec une moyenne de 30.5 $\mu\text{gN.g}^{-1}$.
- Les concentrations en **azote organique dissous** du sol varient de 2.2 à 92.3 $\mu\text{gN.g}^{-1}$, avec une moyenne de 24.6 $\mu\text{gN.g}^{-1}$.

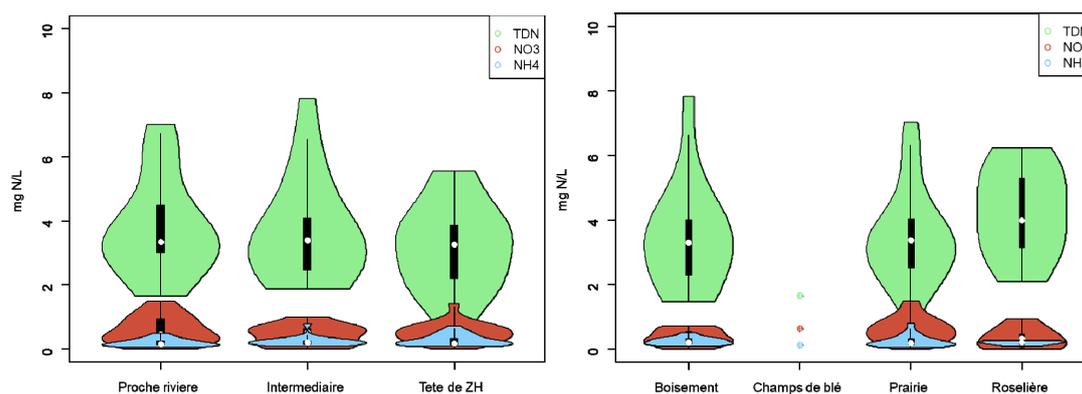


Figure 11. Concentrations en mg/L en ammonium en bleu (NH_4), en nitrate en rouge (NO_3) et en azote total dissous en vert (TDN) dans l'eau du sol en fonction des points échantillonnés des zones humides ($n=21$) et selon le type d'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Dans **l'eau de nappe** ($n=39$) les teneurs en azote minéral et en azote total dissous n'ont pas varié selon l'habitat ni le long du transect, mais les teneurs en NO_3 et TDN sont très nettement inférieures aux teneurs des cours d'eau bordant les zones humides (Figure 12) :

- Les concentrations en NH_4 dans la nappe varient de 0.2 à 1.8 mgN.L^{-1} , avec une moyenne de 0.2 mgN.L^{-1} ;
- Les concentrations en NO_3 dans la nappe vont de 0 à 12.6 mgN.L^{-1} , avec une moyenne de 2.0 mgN.L^{-1} ;
- Les concentrations en **azote organique dissous** dans la nappe fluctuent entre 0 et 8.1 mgN.L^{-1} , avec une moyenne de 0.6 mgN.L^{-1} .

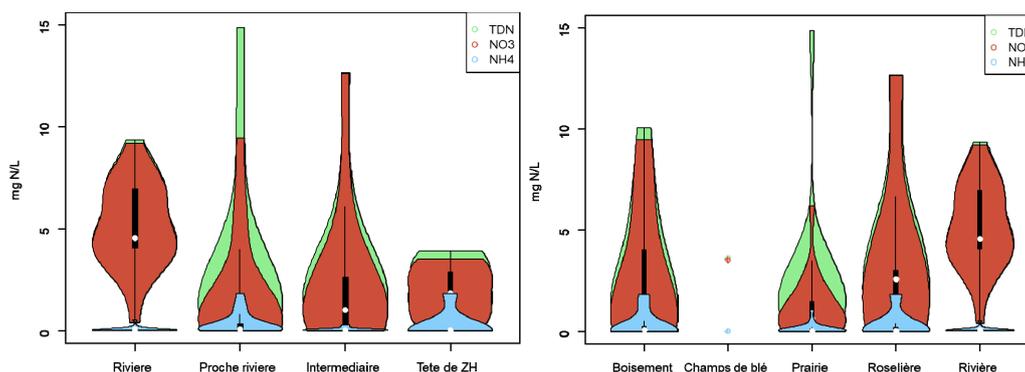


Figure 12. Concentrations en mg/L en ammonium en bleu (NH₄), en nitrate en rouge (NO₃) et en azote total dissous en vert (TDN) dans l'eau de rivière et de nappe en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21) et selon le type d'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Les concentrations en **orthophosphates** mesurées dans les **eaux de nappe** étaient faibles (de 0 à 0,06 mg P/L, Moyenne = 0,01 mg P/L, n=39), ce qui est positif quant à la qualité des eaux des sites d'étude mais qui limite de fait l'exploitation de ces données dans le cadre de ce projet (Figure 13).

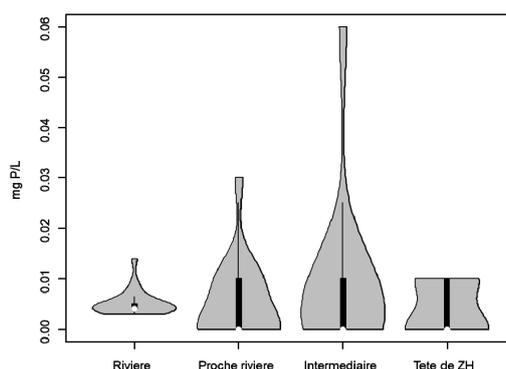


Figure 13. Concentrations en mg P/L en orthophosphates dans l'eau de rivière et de nappe en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21). Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

De façon similaire, les teneurs en **glyphosate** mesurées dans les **eaux de nappe et de rivière** étaient faibles et comprises entre 0,06 et 0,1 µg/L lorsqu'elles ont pu être détectées (moyenne = 0,08 µg/L, n=37, absence d'échantillons d'eau de nappe ou seuil de détection non atteint, Figure 14). Pour les valeurs disponibles, nous avons observé une diminution des teneurs en glyphosate dans l'eau de nappe au fur et à mesure que la nappe se rapproche du cours d'eau. Enfin, l'eau de nappe dans les zones de roselière a présenté les concentrations en glyphosate les plus élevées.

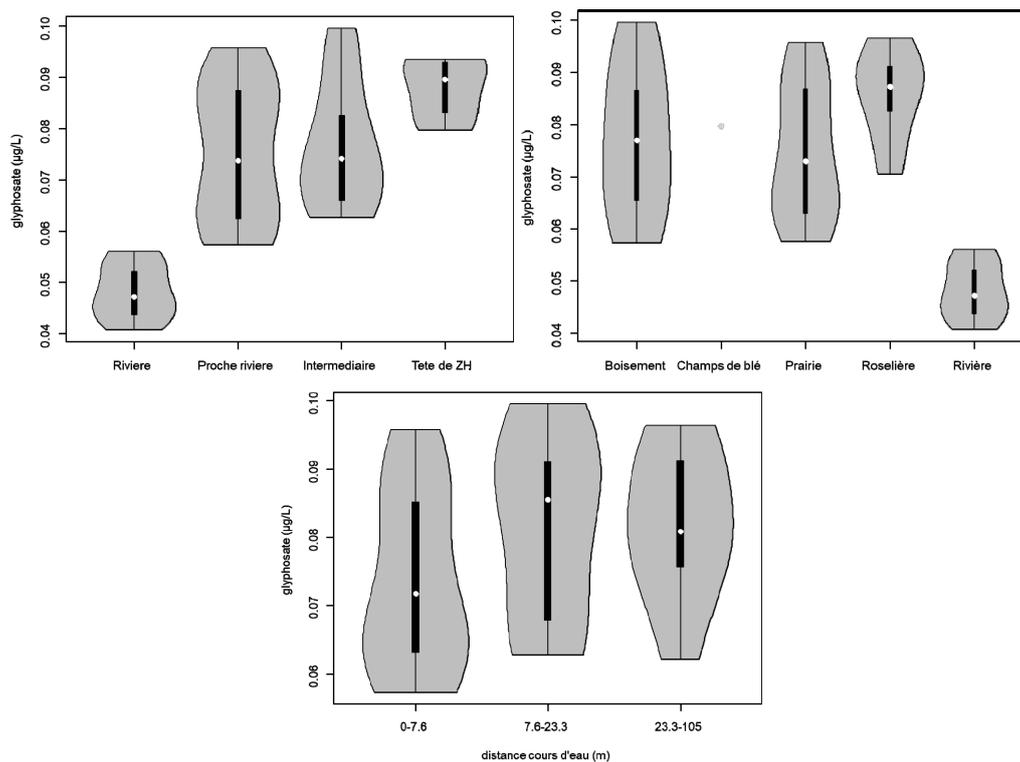


Figure 14. Concentrations en $\mu\text{g/L}$ de glyphosate dans l'eau de rivière et de nappe en fonction des points échantillonnés des zones humides ($n=21$), de la distance au cours d'eau et de l'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Les teneurs en **carbone organique dissous (COD)** mesurées dans les eaux de nappe ont varié entre 2.2 et 23.4 mgC/L (moyenne = 8.9 mgC/L , $n= 37$) et étaient plus élevées que celles des cours d'eau (min = 1.1, Max=6.9, moyenne=2.4, $n=21$) (Figure 15). Le type d'habitat n'a pas affecté ce paramètre.

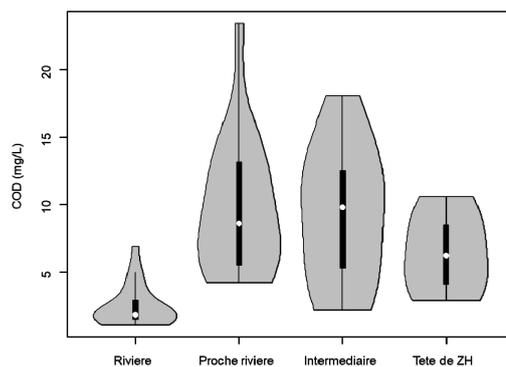


Figure 15. Concentrations en mg/L en carbone organique dissous (COD dans l'eau de rivière et de nappe en fonction des points échantillonnés des zones humides ($n=21$). Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Phosphatases

Les activités phosphatases mesurées dans les sols ont varié entre 300 et 1788 $\text{nmol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ avec une moyenne à 715 $\text{nmol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$; sans être affectées par la localisation ou le type de couvert (Figure 16).

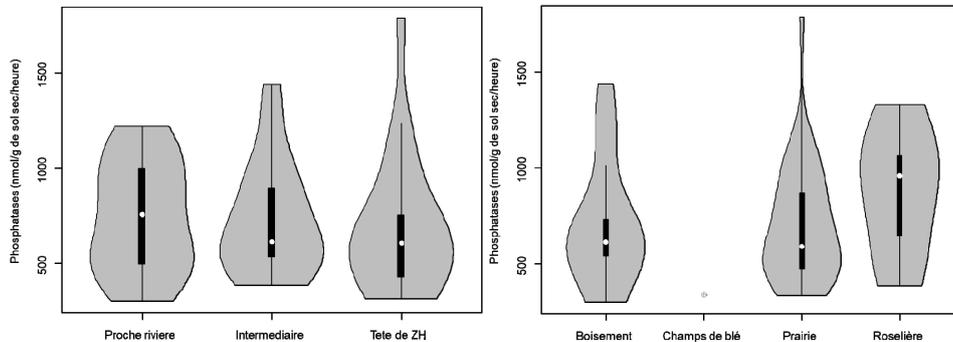


Figure 16. Activités phosphatase en nmol/g de sol en fonction des points échantillonnés des zones humides ($n=21$) et de l'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Nitrification, Dénitrification - Activités et Abondances des gènes fonctionnels associés

Les activités potentielles dénitrifiantes (DEA) et nitrifiantes (NEA) permettent d'estimer respectivement les capacités dénitrifiantes et nitrifiantes des communautés microbiennes des sols en conditions non limitantes (c.-à-d. avec excès de nitrate et de carbone labile et en conditions anoxiques strictes pour la DEA, et avec excès d'ammonium en conditions aérobies pour la NEA). Il s'agit d'une estimation du maximum de ces activités du sol ; les mesures d'activités *in situ* sont généralement plus faibles et beaucoup plus variables dans le temps et l'espace selon les conditions du milieu (Clément et al. 2002).

Les mesures de nitrification potentielle (NEA, passage de NH_4 à NO_3) des sols de zones humides ont fluctué entre 0.0 et 5.5 $\mu\text{g N-N-NO}_2+\text{NO}_3.\text{g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ avec une moyenne à 1.6.

Parallèlement, les mesures de dénitrification potentielle (DEA, passage de NO_3 à N_2) des sols des 21 zones humides testées dans le bassin versant de la Bourbre ont varié entre 0.4 et 12.8 $\mu\text{g N}_2\text{O}.\text{g}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, avec une moyenne à 3.2 $\mu\text{g N}_2\text{O}.\text{g}^{-1}.\text{ha}^{-1}$; ces valeurs soulignent un niveau significatif d'activité dénitrifiante qui correspond au même ordre de grandeur que dans d'autres études de la littérature scientifique (Tableau 1).

Tableau 1. Comparaison des valeurs de dénitrification dans la littérature scientifique et dans le projet BIOGEOZH.

Etude	BIOGEOZH	McGill <i>et al.</i> , [29]	Bettez and Groffman, [30]	Palta <i>et al.</i> , [31]
Milieux étudiés	zones humides urbaines, périurbaines et agricoles	zone humide restaurée avec des végétaux indigènes en monocultures ou en mélanges, en Caroline du Nord, (États-Unis)	étangs humides, retenues prolongées à sec, bassins d'infiltration et zones riveraines boisées et herbacées	zones humides urbaines
Valeurs de dénitrification en µg N-N ₂ O/g sol sec/h (valeur min - valeur max)	0,37 - 12,78 (janvier-février)	0,15 (août) - 0,5 (juillet)	0,005 - 10,25	0,109 (moyenne)

En moyenne, ces 21 zones humides peuvent éliminer en période hivernale jusqu'à 1.97 kg N.ha⁻¹.j⁻¹, ce qui les placent dans les valeurs hautes publiées dans la méta-analyse de Saggari *et al.* en 2013 sur 240 études (Tableau 2).

Tableau 2. Valeurs de dénitrification dans des prairies tempérées issues de la revue d'articles scientifiques par Saggari *et al.* (2013).

Location	Texture	Treatments	Denitrification method	Denitrification (kg N ha ⁻¹ d ⁻¹)		N loss by denitrification (% of total N input)		Reference
				mean (min-max)	mean (min-max)	mean (min-max)	mean (min-max)	
Australia	*	AN + U (200 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.040 (0.018-0.061)	0.73 (0.32-1.11)			Eckard <i>et al.</i> (2003)
Belgium	Loamy, sandy loam	NK (200 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.038 (0.024-0.052)	7.52 (3.7-11.31)			Vermoesen <i>et al.</i> (1996)
Belgium	Sandy loam	NK (200 kg N ha ⁻¹)	Chamber	0.329 (0.008-0.654)	3.06 (1.2-5.7)			Vermoesen <i>et al.</i> (1997)
Belgium	Sandy loam	AN (295 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.240	22.8			Van Cleemput <i>et al.</i> (1994)
Belgium	Sandy loam	AN (215 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.059	4.9			Kaiser <i>et al.</i> (1996)
China	Sandy loam	Grazing intensity	Soil core	0.0001 (0.0000076-0.00013)	*			Xu <i>et al.</i> (2008)
Denmark	Loamy sand	U, ammonium solution (529 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.0140	*			Carter (2007)
France	Sandy	Grazing intensity	Soil Slurry	1.4 (1.2-1.8)	*			Patra <i>et al.</i> (2005)
Germany	Sand	CAN (78 kg N ha ⁻¹)	Chamber	*	2.3			Mogge <i>et al.</i> (1999)
Germany	Loam	AN, PS, CS (450 kg N ha ⁻¹)	Chamber	0.003 (0.001-0.008)	0.32 (0.1-0.7)			Schwartz <i>et al.</i> (1994)
New Zealand	Silt loam	U (500 kg N ha ⁻¹)	N balance	1.414 (0.863-1.974)	27.0 (16.4-37.5)			Clough <i>et al.</i> (1996)
New Zealand	Silt loam	Natural rainfalls (26 mm)	Soil core	0.020 (0.003-0.247)	*			Luo <i>et al.</i> (2000)
New Zealand	Fine sandy loam	U (500 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.014 (0.005-0.031)	3.61 (2.6-4.8)			Ruz-jerez <i>et al.</i> (1994)
New Zealand	Silt loam	KN (200 kg N ha ⁻¹), Lime, Zeolite	Sieved soil	1.48 (0.80-2.33)	24.7 (20.0-32.0)			Zaman <i>et al.</i> (2008a)
New Zealand	Silt loam	U, KN (400 kg N ha ⁻¹), Lime, Zeolite	Soil core	0.0145 (0.0009-0.03)	0.591 (0.39-0.84)			Zaman and Nguyen (2010)
Netherlands	Sand	CAN, AS, U, KN, CA, O (kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.152 (0.006-0.382)	4.99 (0.2-22.8)			Velthof <i>et al.</i> (1996)
Netherlands	Sand, loam, peat	Irrigation (0, 10 mm), temperature (10, 20 °C), KN (40, 80 kg N ha ⁻¹)	Soil core	1.413 (0.03-3.6)	*			de Klein and Van Logtestijn (1996)
Netherlands	Heavy clay	CS, KN, deposition (33-264 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.276	20			van der Salm <i>et al.</i> (2007)
Switzerland	Sandy loam	AN (85 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.078 (0.065-0.091)	18.1 (14.6-21.6)			Rudaz <i>et al.</i> (1999)
USA	Sandy loam to loamy sand	*	Chamber	0.015 (0.07-0.024)	*			Hixson <i>et al.</i> (1990)
USA	*	U + AS (240 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.142 (0.011-0.280)	10.6 (10.4-10.8)			Horwath <i>et al.</i> (1998)
USA	Sandy loam, loam, silt loam	Poultry litter (103-254 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.016 (0.002-0.042)	1.85 (0.4-4.8)			Marshall <i>et al.</i> (1998)
USA	*	KN (300 kg N ha ⁻¹)	N balance	5.67 (4.49-6.84)	56.7 (44.9-68.4)			Rolston <i>et al.</i> (1976)
USA	Sandy loam to loamy sand	Dry/wet meadow	Chamber	0.026	*			Walker <i>et al.</i> (1992)
USA	*	PS, AN (112 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.0003 (0.000072-0.00048)	0.03 (0.007-0.052)			Sullivan <i>et al.</i> (2005)
USA	*	U (510 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.0008 (0.00025-0.0015)	0.002 (0.0058-0.002)			Frank and Groffman (1998)
UK	Clay, clay loam	CAN, U (100, 200, 300 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.071 (0.004-0.216)	11.4 (3.3-26.3)			Jordan (1989)
UK	Clay	AN (210 kg N ha ⁻¹)	Chamber	0.009	1.0			Colbourn <i>et al.</i> (1984)
UK	Sandy loam over clay loam	CS, KN (700 kg N ha ⁻¹)	Chamber	0.071 (0.018-0.174)	5.04 (1.0-9.1)			Eggleton and Smith (1986)
UK	*	AN (200 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.168 (0.080-0.24)	44.7 (41.3-48.1)			Ellott <i>et al.</i> (1991)
UK	Silty clay loam	CS (45 kg N ha ⁻¹), AN (60 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.117 (0.06-0.151)	1.41 (0.9-1.7)			Ellis <i>et al.</i> (1998)
UK	Loam, silty clay loam	CS + (DCD, acid, nitrapyrin) (200-296 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.065 (0.003-0.237)	4.12 (0.1-15.6)			Pain <i>et al.</i> (1990)
UK	Loam over clay	AN (250, 500 kg N ha ⁻¹)	Chamber	0.038 (0.004-0.080)	5.13 (4.4-5.8)			Ryden (1983)
UK	Sandy loam	CS (44-72 kg N ha ⁻¹), PS (223-278 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.059 (0.002-0.101)	5.59 (0.6-14.0)			Misellbrook <i>et al.</i> (1996)
UK	Coarse sandy loam	NK (280 kg N ha ⁻¹)	Soil core	0.645 (0.02-0.37)	*			Jarvis <i>et al.</i> (2001)
UK	Sandy loam	Clover, grass	Soil core	0.141 (0.024-0.464)	*			Šimek <i>et al.</i> (2004)

NC: Not known fertilizer, AN: ammonium nitrate, CAN: calcium ammonium nitrate, PS: Pig slurry, CS: Cattle slurry, U: urea, AS: ammonium sulphate, KN: potassium nitrate.
* No data available.

S. Saggari *et al.* / Science of the Total Environment 465 (2013) 173-195

En termes de distribution spatiale, les activités de dénitrification et nitrification potentielles (DEA, NEA) se sont révélées plus fortes au plus proche du cours d'eau, quel que soit le type d'habitat (Figure 17). De plus, les activités DEA ont été toujours plus importantes que les activités NEA suggérant que les zones humides étudiées éliminent plus de N-NO₃ qu'elles n'en produisent. L'absence d'effet du type d'habitat ou de végétation sur ces activités est en concordance avec d'autres études (Rapin *et al.* 2021, Clément *et al.*, 2002).

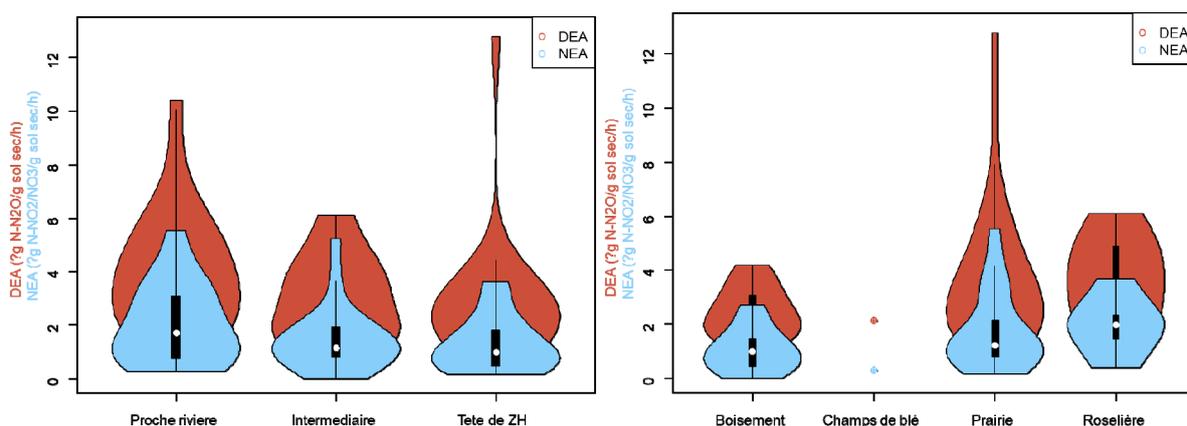


Figure 17. Nitrification potentielle en bleu (NEA en $\mu\text{g N-NO}_2/\text{NO}_3/\text{g sol sec/h}$) et Dénitrification potentielle en rouge (DEA en $\mu\text{g N-N}_2\text{O/g sol sec/h}$) en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21) et de l'habitat. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

La nitrification potentielle (NEA, par g de sol) et la dénitrification potentielle (DEA, par g de carbone) sont corrélées de façon positive et significative en tête de ZH et à proximité de la rivière (Figure 18) ; et cette relation reste vraie lorsque la distance au cours d'eau est exprimée en mètres.

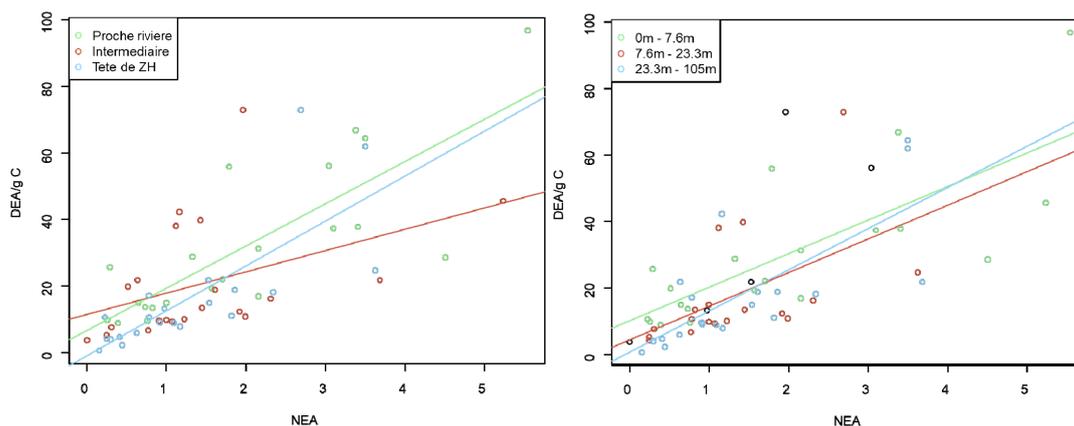


Figure 18. Relation entre la Nitrification potentielle (NEA en $\mu\text{g N-NO}_2+\text{NO}_3/\text{g sol sec/h}$) et la Dénitrification potentielle (DEA en $\mu\text{g N-N}_2\text{O/g C/h}$) en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21) et de la distance au cours d'eau (en m).

Même si les activités de DEA, NEA et Phosphatase des sols n'ont pas montré de lien fort avec la distance au cours d'eau, plusieurs facteurs jouant sur les déterminants de ces activités tels que l'humidité, la densité réelle, le % en C du sol, et les abondances des gènes impliqués dans la DEA (*nirK*, *nosZ I* et *nosZ II*) sont sensibles à ce paramètre. En revanche, les teneurs en nitrate et en azote total dissous n'ont pas varié avec la distance au cours d'eau.

Les 2 premiers axes de l'analyse en composante principale (ACP, Figure 19) sur l'ensemble des variables expliquent 51.5% de l'inertie totale des données. L'axe 1, explique 35.3% de l'inertie totale et est fortement corrélé au %MO, % humidité, %N, TDN, température et activité phosphatase. L'axe 2, qui explique 16.2% de l'inertie totale, est corrélé aux abondances de gènes *nosZ I* et II.

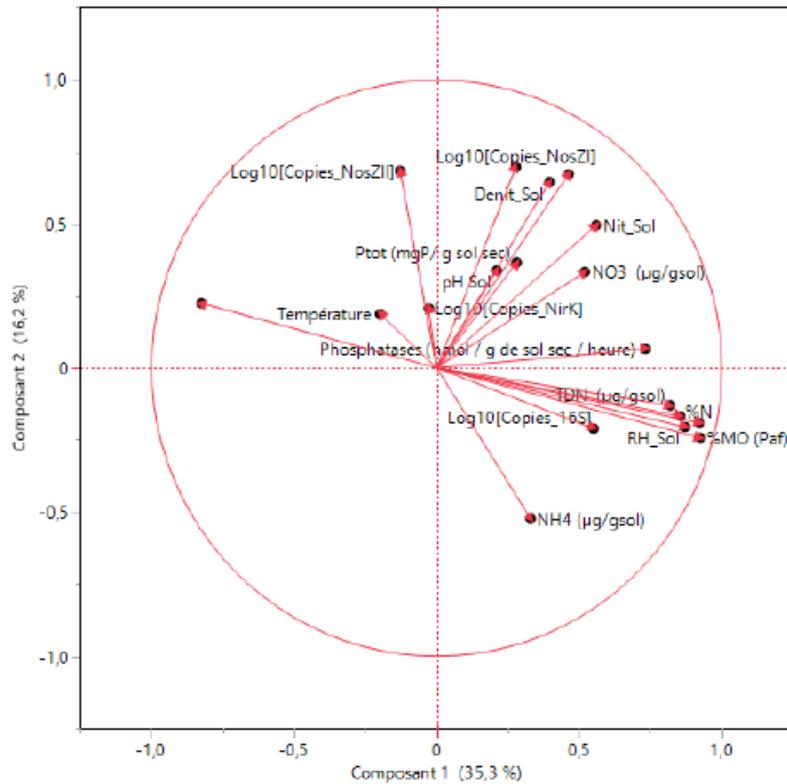


Figure 19. Analyse en composantes principales sur l'ensemble des paramètres.

Les approches corrélatives ciblées sur la dénitrification, qui assure une élimination définitive des nitrates de la nappe et du sol, ont permis de mieux comprendre les déterminants de cette activité microbienne. Tout d'abord nous avons observé une relation positive entre la dénitrification potentielle et les concentrations en nitrate (NO_3) dans le sol (Figure 20). Cette relation, **peu surprenante au regard de la littérature (Jordan et al. 2011)**, était plus marquée à proximité de la rivière et en tête de ZH, et moindre en situation intermédiaire. Lorsque l'on considère la distance au cours d'eau en m, les relations positives sont surtout observées entre 0,9 à 7.6 m au plus près du cours d'eau, et quasiment pas au-delà. Ces relations restent inchangées si on exprime la dénitrification potentielle par gramme de carbone dans le sol ; la dénitrification étant une activité enzymatique hétérotrophe.

Il faut noter que le potentiel de dénitrification dans les zones humides étudiées ici n'est pas influencé ni par les valeurs de pH des sols comprises entre 6.36 et 8.61, ni par leurs teneurs en carbone comprises entre 1.72 % et 19.17 % et ce quel que soit le C/N.

Ces résultats suggèrent que la qualité et la quantité de matières organiques ne favorisent pas de communautés spécifiques permettant un plus fort potentiel de dénitrification qui, de plus, n'est pas sensible au pH dans ces sols neutres ou basiques (Šimek et al. 2000).

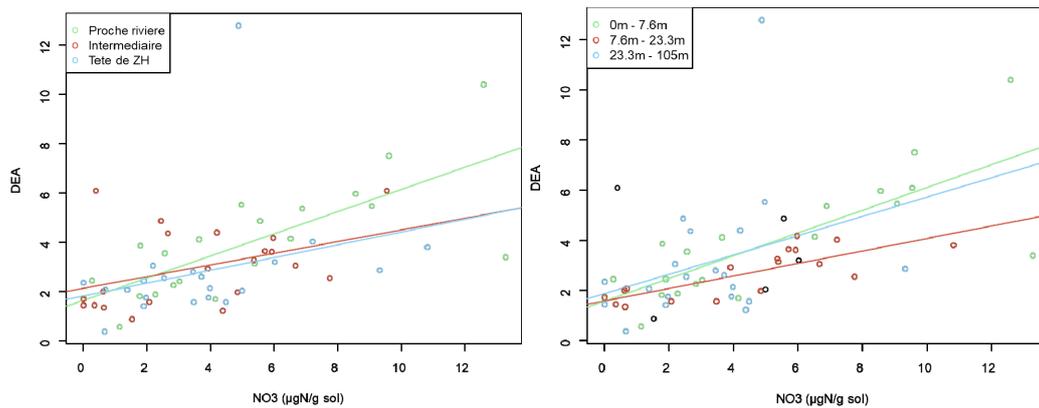


Figure 20. Relation entre la dénitrification potentielle (DEA en $\mu\text{g N-N}_2\text{O/g sol sec/h}$) et les teneurs en nitrate des sols (NO_3 $\mu\text{gN/g}$) selon la zone échantillonnée ou la distance au cours d'eau.

Concernant la nitrification potentielle (NEA), celle-ci se révèle corrélée à l'azote total dissous (TDN) extrait de l'eau des sols les plus éloignés du cours d'eau, sans doute en lien avec des densités réelles qui y sont plus élevées (Figure 21). Ainsi, la nitrification contribue corolairement à la production de nitrates (NO_3) dans les sols au plus près du cours d'eau.

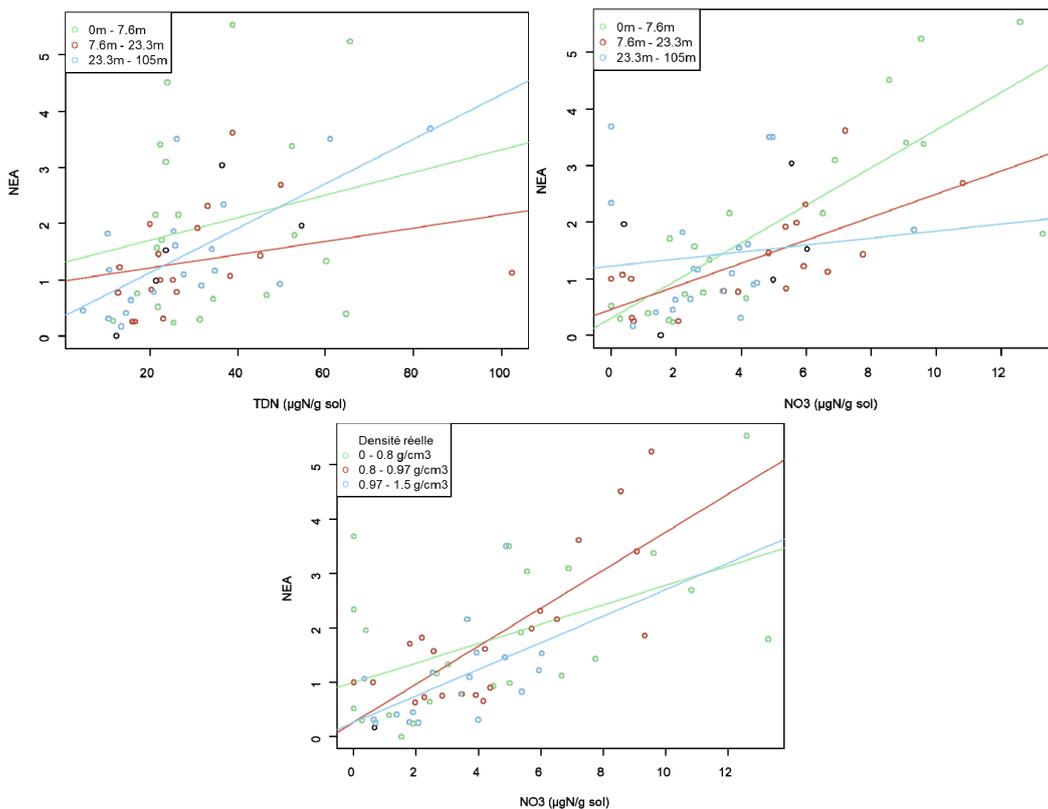


Figure 21. Relation de la nitrification potentielle (NEA en $\mu\text{g N-NO}_2+\text{NO}_3/\text{g sol sec/h}$) avec les teneurs en azote total dissous (TDN en $\mu\text{g/g sol sec}$) selon la distance au cours d'eau et avec les teneurs en nitrate des sols (en $\mu\text{g/g sol sec}$) selon la distance au cours d'eau et la densité réelle.

Les relations entre les activités potentielles de nitrification (NEA) avec les teneurs en nitrate (NO_3) des sols d'une part, et avec les activités potentielles de dénitrification (DEA) d'autre part, ont été catégorisées selon les taux d'humidité relative des sols (RH, en %, Figure 22). Il en ressort que la concentration en NO_3 dans le sol augmente avec la nitrification potentielle ($t=4.8$ $p=1.10^{-5}$) d'autant plus que l'humidité relative des sols est faible ($t=-2.0$ $p=0.47$). En revanche, la dénitrification potentielle, qui n'est pas directement influencée par la concentration en NO_3 du sol ($t=-0.2$ $p=0.86$), est positivement reliée à la nitrification potentielle ($t=4.1$ $p=0.0002$), et ce d'autant plus que le RH est faible ($t=-2.3$ $p=0.02$).

En d'autres termes, on observe un couplage fort entre le potentiel de nitrification et le potentiel de dénitrification notamment à RH faible, en revanche pas ou peu de lien avec le stock de nitrates.

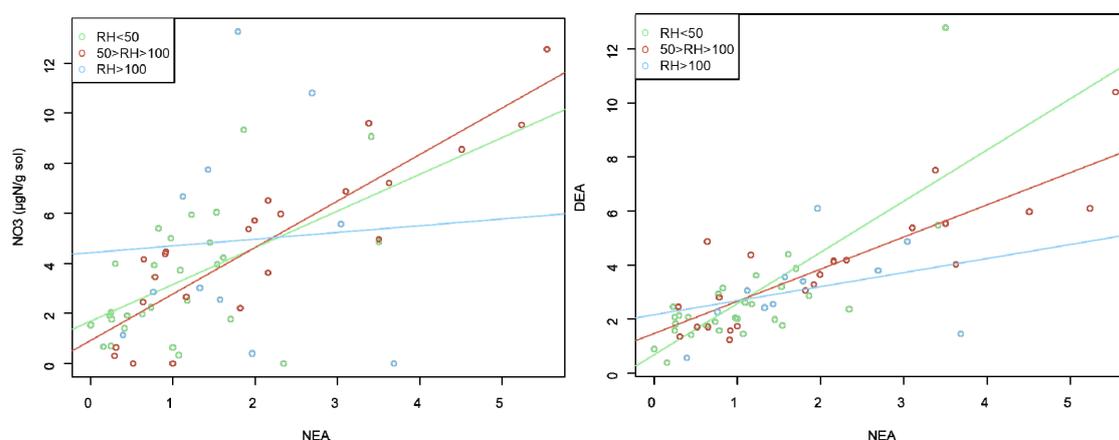


Figure 22. Relation de la nitrification potentielle (NEA en $\mu\text{g N-NO}_2+\text{NO}_3/\text{g sol sec/h}$) avec les teneurs en nitrate des sols ($\mu\text{gN/g sol sec}$) d'une part, et avec la dénitrification potentielle (DEA en $\mu\text{g N-N}_2\text{O/g sol sec/h}$) selon trois classes d'humidité des sols.

L'absence de lien entre dénitrification potentielle (DEA) et humidité relative (RH) s'explique ici probablement par le fait que l'humidité de sols prélevés en conditions hivernales n'est pas limitante. En revanche, elle l'est pour les activités nitrifiantes potentielles qui diminuent logiquement lorsque RH augmente puisqu'il s'agit d'une activité enzymatique majoritairement aérobie.

Enfin, nous n'avons pas trouvé d'effet du pH, de la teneur en matières organiques (%MO), de la densité apparente et du type d'habitat sur la nitrification potentielle quelle que soit l'humidité relative des sols (%RH)

Abondances des gènes fonctionnels

L'abondance des gènes de la dénitrification est plus élevée dans les sols à l'intérieur de la zone humide et au plus proche du cours d'eau, avec un effet de l'habitat pour le gène *nirS* dont l'abondance était légèrement plus faible dans les zones humides de type prairies (Figure 23).

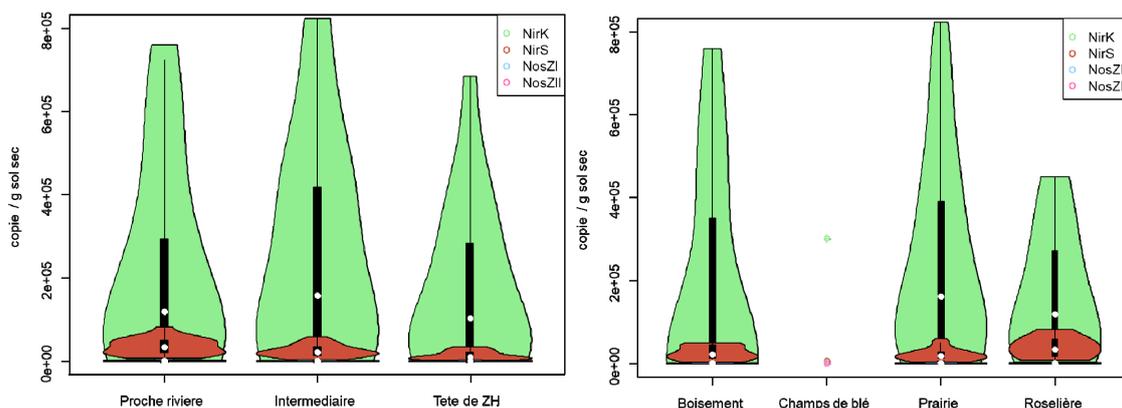


Figure 23. Nombre de copies de gènes *nirK* (en bleu), *nirS* (en rouge), *nosZ* I (en vert), *nosZ* II (en violet) par g de sol sec en fonction des points échantillonnés des zones humides (n=21) et des habitats. Voir Annexe 2 pour l'interprétation des diagrammes en violons.

Le lien entre la dénitrification potentielle et les abondances du gène *nosZ* I est significativement (mais faiblement) corrélée en tête de ZH uniquement, avec une tendance est plus nette lorsqu'on utilise les classes de distance au cours d'eau (Figure 24).

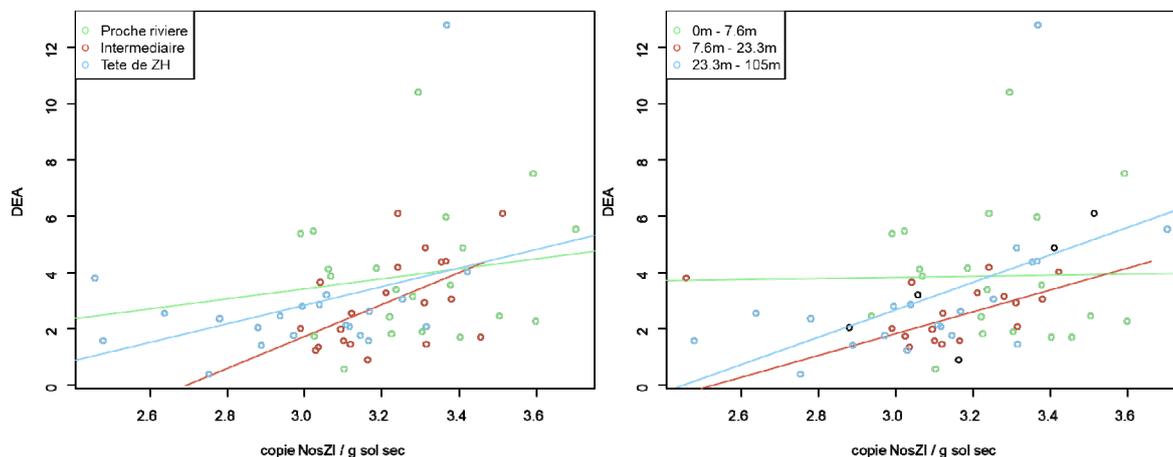


Figure 24. Relation entre la dénitrification potentielle (DEA en $\mu\text{g N-N}_2\text{O/g sol sec/h}$) et les abondances de gènes *NosZ* I (en \log_{10}) selon la zone échantillonnée ou la distance au cours d'eau.

Nos résultats indiquent que dans les conditions hivernales de cette campagne d'échantillonnage, les sols non saturés en permanence ou proches de la capacité au champ sont les plus efficaces en termes de potentiel de dénitrification, et ceci est fortement lié à une nitrification potentielle elle-même élevée. Ceci suggère que la mesure de cette activité nitrifiante potentielle peut inférer l'activité dénitrifiante potentielle (DEA) en tête de zone humide et en zone intermédiaire. En revanche, cette interpolation fonctionne moins bien en sols fortement engorgés plus proches du cours d'eau ($\text{RH} > 100$,

Fig.19). Dans ces zones en bord de rivière, la concentration en nitrate du sol se révèle un meilleur estimateur de leurs capacités dénitrifiantes potentielles.

L'utilisation de l'abondance des gènes de la dénitrification comme proxy de cette activité reste complexe. Dans nos travaux, seule l'abondance du gène *nosZ I* a montré une relation positive avec la dénitrification potentielle en tête de zone humide et en zone intermédiaire. Cela représente néanmoins un résultat intéressant car cette mesure est devenue plus abordable techniquement et financièrement, et pourrait remplacer la mesure plus laborieuse de l'activité dénitrifiante potentielle.

L'absence de couplage directe de la dénitrification potentielle avec les teneurs en nitrate des sols peut s'expliquer par le fait que ces concentrations sont mesurées à l'instant *t* alors que la mesure de dénitrification potentielle (DEA) renseigne sur un processus intégré sur un temps plus long. Cela ne signifie pas que les sols riches en nitrate ne sont pas concernés par de forts taux de dénitrification, mais plutôt qu'une forte teneur en nitrate n'induit pas systématiquement un fort potentiel de dénitrification. En revanche, un potentiel dénitrifiant plus élevé semble bien relié à un potentiel nitrifiant plus important.

On peut tenter de traduire ces résultats en termes de gestion des zones humides riveraines. Si l'on souhaite accroître l'efficacité de l'activité dénitrifiante en conditions hivernales dans ces écosystèmes, le paramètre premier serait l'alternance de cycle d'humectation des sols avec des teneurs en eau des sols proches de la capacité au champ dans l'horizon de surface ; mais en évitant une saturation complète et prolongée. **Les inondations permettent d'atteindre cette capacité au champ au moment du retrait de la crue : toute la plaine inondée peut alors être considérée comme « une zone humide » où la dénitrification peut s'exercer, et pas seulement les inventaires ponctuels réalisés au sein du lit majeur (biais fonctionnel des inventaires).**

Nos résultats sont cohérents avec la littérature et sont valables pour une gamme relativement importante de concentration en nitrate dans les sols et l'eau de nappe (Groffman et al. 1987, Pinay et al. 2002 ; Hernandez and Mitsch 2006 ; Reddy & DeLaune 2008). Il est important de souligner que ces résultats ne sont pas transposables à la période estivale où l'humidité des sols en surface peut devenir limitante pour la dénitrification (Clément 2004).

En conclusion, bien qu'ils n'aient pas tous généré des résultats significatifs, les relevés de terrain ainsi que les différentes analyses ont permis de mettre en évidence des paramètres explicatifs (concentrations en NO_3 , taux d'humidité, nombre de copies de gènes *NosZ I*) des activités enzymatiques du sol, plus particulièrement de la dénitrification (DEA) qui permet l'élimination définitive des nitrates dans les zones humides avant qu'ils n'atteignent le cours d'eau. Ces paramètres explicatifs de la DEA pourraient donc être utilisés comme indicateurs.

Concernant les autres éléments (phosphore et phytosanitaires), les faibles concentrations relevées sur le terrain n'ont pas permis de conclure quant à leur utilisation comme indicateurs de la capacité épuratoire des zones humides du bassin de la Bourbre face à ces 2 type de flux de polluants, mais cela ne remet pas pour autant en cause leur pertinence qu'il reste à tester dans des zones humides plus exposées à ces polluants.

En ce qui concerne l'échantillonnage sur le terrain, le matériel à utiliser et les prélèvements à effectuer ne nécessitent qu'une courte formation (analyse de la texture et des traces d'hydromorphie, utilisation du GPS et des outils de cartographie / topographie pour le choix des emplacements).

Concernant la faisabilité et la reproductibilité de la méthode, les techniques analytiques utilisées ne requièrent que peu de compétences car elles sont répétitives et automatisées pour la plupart. Les conditions d'analyses sont facilement reproductibles et ont été notifiées dans un cahier de laboratoire, ainsi que les différentes difficultés rencontrées pour permettre une meilleure adaptation future des protocoles. Un point crucial concerne la conservation correcte des échantillons jusqu'aux analyses pour préserver leur intégrité.

Objectif 4 : Elaborer un guide opérationnel présentant les indicateurs clefs qui permettent de caractériser sur le terrain les processus épuratoires ainsi que les actions à préconiser pour répondre à des enjeux biodiversité et qualité des eaux.

Le guide est disponible à l'adresse suivante : www.soltis-environnement.com.

Bibliographie

- Ademe 2017. La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental ADEME: 172p.
- Agence de l'eau Seine-Normandie. 2013. Forum des marais atlantiques, "Boîte à Outils Zones Humides". 168p.
- Anras L. & Guesdon S. 2007. Mesures physicochimiques de terrain - hydrologie des marais littoraux. Collection "Marais Mode d'emploi" n°1. Ed. Forum des Marais Atlantiques. 76 p
- Ballesteros C., Chassan A. & I. Ladeveze. 2018. Doazit Agri'Eau : concilier production agricole et qualité de l'eau. 2018. 10 p.
- Baptist F., Cotillon S. 2018. Étude de caractérisation des enjeux épurationnels liés aux zones humides du bassin de la Bourbre. 88 p.
- Bechadergue-Cheyron K. 2021. Elaboration d'un outil opérationnel pour évaluer, préserver ou restaurer les fonctions biogéochimiques des zones humides répondant aux enjeux de qualité des eaux et de biodiversité. Rapport de stage Master 2 Ecotoxicologie et Chimie de l'Environnement, Université de Bordeaux. 47p.
- Bernard. 1994. Les zones humides - Rapport de l'instance d'évaluation, 391p.
- Biotope. 2013. Identification des zones humides à enjeux et prioritaires sur le bassin versant de l'Yerres. Rapport méthodologique et résultats, 146p.
- Bucher, M. 2007. Functional Biology of Plant Phosphate Uptake at Root and Mycorrhiza Interfaces: Tansley Review. *New Phytologist* 173 (1): 11-26. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01935.x>.
- Budd R., O'Geen A., Goh K.S., Bondarenko S. & J. Gan. 2009. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2925.
- Catalogne C. & G. Le Hénaff. 2016. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. Rapport Irstea- ONEMA élaboré dans le cadre du Groupe Technique Zones Tampons, 69p.
- Catteau S. 2017 Tests méthodologiques pour la localisation des zones humides dans le bassin Rhône-Méditerranée et la qualification des fonctions et pressions. Mémoire de Master Sciences des Environnements Continentaux et Côtiers, UFR des Sciences et Techniques, 2016. 75 p.
- CEN Rhône-Alpes. 2014. La boîte à outil RhoMéO. <https://rhomeo-bao.fr>
- Clément B., Hubert-Moy L., Houet T. & A. Aidoud. 2004. Délimiter pour évaluer et spatialiser les zones humides de fonds de vallées. In Ligneau L. & Lucas J. R., eds. *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants ; Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural*. Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, pp. 183–184.
- Clément et al. 2002. "Seasonal Dynamics of Denitrification Along Topohydrosequences in Three Different Riparian Wetlands", *Journal of Environmental Quality*, pp. 1025-1037.
2002. "Seasonal Dynamics of Denitrification Along Topohydrosequences in Three Different Riparian Wetlands", *Journal of Environmental Quality*, pp. 1025-1037.
- Clément J.C., Holmes R.M., Peterson B. & G. Pinay. 2003. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France. *Journal of Applied Ecology*, 40: 1035-1048. doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00854.x

CORPEN. 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Première édition, 176p.

Dorioz, J.M., D. Wang, J. Poulenard & D. Trévisan. 2006. The Effect of Grass Buffer Strips on Phosphorus Dynamics - A Critical Review and Synthesis as a Basis for Application in Agricultural Landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117 (1): 4-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>

Dorioz, J.M. & D. Trevisan. 2008. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins versants agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries*. N° spécial, 27-47.

Dupas, R., Curie, F., Gascuel-Oudou, C., Moatar, F., Delmas, M., Parnaudeau, V. & P. Durand. 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*. 443, 152-162.

Fustec, E. & J.C. Lefevre. 2000. *Fonctions et valeurs des zones humides*. Paris: Dunod.

Fromont N. 2010. Inventaire et caractérisation des zones humides. Collection "Marais mode d'emploi" n°3. Ed. Forum des Marais Atlantiques. 117p

Forum des Marais Atlantiques, 2013. Boîte à Outils "Zones Humides", Agence de l'eau Seine-Normandie. 168p.

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.C., Gaillard J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot C., Quétier, F., Touroult, J. & G. Barnaud. 2016. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides – version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Onema, MNHN. Rapport SPN, 310p.

Gomez, E., Ledoux, E., Viennot, P., Mignolet, C., Benoît, M., Bornerand, C., Schott, C., Mary, B., Billen, G., Ducharme, A. & D. Brunstein. 2003. Un outil de modélisation intégrée du transfert des nitrates sur un système hydrologique: application au bassin de la Seine. *La Houille Blanche*, 3, 241p

Groffman P.M., J.M. Tiedje, G.P. Robertson & S. Christensen. 1987. Denitrification at different temporal and geographical scales: Proximal and distal controls. in J. R. Wilson (editor). *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International, Wallingford, UK.

Hernandez, M.E. & W.J. Mitsch. 2006. Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. *Wetlands* 26, 862–877. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[862:IOHPFF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[862:IOHPFF]2.0.CO;2)

Jensen A., Ford W. Fox J. & A. Husic. 2018 Improving in-stream nutrient routines in water quality models using stable isotope tracers: a review and synthesis. 61: 139-157. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*. DOI: 10.13031/trans.12545

Jordan S.J., Stoffer J. & J.A. Nestlerode. 2011. Wetlands as Sinks for Reactive Nitrogen at Continental and Global Scales: A Meta-Analysis. *Ecosystems* (2011) 14: 144–155. DOI: 10.1007/s10021-010-9400-z

Lange J., T. Schuetz, C. Grégoire, D. Elsässer, R. Schulz, E. Passeport & J. Tournebize. 2010. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 91, 768–785.

Leduc T. 2021. Elaboration d'un outil opérationnel pour évaluer les fonctions biogéochimiques en zones humides. Rapport de stage ENGEES. 68p.

Legeay P., Moatar, F. Bougon, N. Deronzier G. Dupas, R. & C. Gascuel-Oudou. 2016. Les modèles Nutting : une boîte à outils pour estimer des flux et des rétentions d'azote et de phosphore dans les masses d'eau. *Sciences Eaux & Territoires*. Article hors-série n°31, 1-9.

- Louchart X., Bouchet L., Crotet L., Fabre J.C. & A. Roux. 2011. Outil intégré de diagnostic et d'aide à la décision pour les pollutions diffuses par les pesticides. Les rencontres 2011 GIS GCHP2E. Protection des aires d'alimentation de captage vis-à-vis des pollutions diffuses. Paris. p. 108-131
- Ma et al. 2019. An evaluation of primers for detecting denitrifiers via their functional genes. *Environmental Microbiology* 21(4), pp. 1196-1210.
- Maillard, E. 2014. Transport and degradation of pesticides in wetland systems : a downscaling approach. Doctorat, Université de Strasbourg. 302 p.
- Maltby, E. 2009. *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services* Woodhead Publishing, Cambridge, 672 p.
- McClain M., Boyer E., Dent C. et al. 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 6, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- McCutcheon, S., & J. Schnoor. 2004. Phytoremediation Transformation and Control of Contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 11(1) : 987p.
- Mitsch W. J. & J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. 3rd Ed. New York, NY. Wiley.
- Montillet R., 2020. Elaboration d'un outil géomatique pour l'identification et la hiérarchisation des zones humides prioritaires en termes d'épuration des eaux. Rapport de stage de Master 2 Géomatique, Université de Toulouse. 56p.
- Nixon. 1980. Between costal marshes and coastal waters : twenty years of research of salt marshes. in Hamilton P. & K.B. MacDonalds (Eds), *Estuarine and wetland processes with emphasis and modeling*, Plum Press New York : 438-512.
- Pinay G., Clément J.C. & R. J. Naiman. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems. *Environmental Management* 30 (4): 481-91. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2736-1>.
- Prost O., Moatar F. & P.A. Danis. 2016. Caractérisation physico-chimique (observations et modélisations) des apports externes (bassins versants) dans les plans d'eau nationaux DCE pour l'évaluation de l'état écologique et la priorisation des programmes de mesures. Convention Onema/Université de Tours.
- Rapin A., Fontanel F. & F. Chambaud. 2021. Fonctions hydrologique, biogéochimique et biologique des zones humides : éléments de connaissance. Collection « eau & connaissances ». Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 198 pages + annexes.
- Rapinel, S. 2012. « Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective. » Doctorat, Rennes: Rennes 2.
- Reddy K. R. et al. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands : a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29 : 83–146.
- Reddy, K.R. & R.D. DeLaune. 2008. *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. CRC Press, Boca Raton. <http://dx.doi.org/10.1201/9780203491454>
- Saggar S., Jha N., Deslippe J., Bolan N.S., Lup J., Giltrap D.L., Kim D. G., Zaman M. & R.W. Tillman. 2013. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts”, *Science of the Total Environment*. 465 : 173–195.

Sidat, M., Bux, F. & H.C. Kusan. 1999. Polyphosphate accumulation by bacteria isolated from activated sludge. *Water SA*, 25 : 175-179.

Syndicat mixte du bassin de Thau (SMBT). 2013. Diagnostic des risques de transfert de produits phytosanitaires sur le bassin versant de l'étang de Thau (Rapport de diagnostic). 127p.

Taberlet P., Bonin A., Zinger L. & E. Coissac. 2018. *Environmental DNA For Biodiversity Research and Monitoring*. Oxford University Press.

Viennot P. 2009. La pollution du bassin de la Seine par les nitrates : Comprendre l'origine et la migration des nitrates dans l'écosystème pour mieux protéger les aquifères. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 3, 43 p., Programme Piren - Seine, 978-2-948251-02-6.

Annexe 1. Sélection des 21 zones humides pour l'expérimentation de terrain

Le jeu de données est présenté en fin d'annexe 1. Il est complété par une base de données détenu par le CEN Isère et décrivant les caractéristiques écologiques, hydrologiques et usages observés sur chaque zone humide leurs de leur délimitation dans les années 2000.

Etape 1 : Sélection des ZH selon leur connexion au réseau hydrographique

Le premier critère de sélection concerne les ZH dont la superficie est supérieure à 1 ha. Cette superficie a été fixée arbitrairement à partir du jeu de données obtenus sur le territoire test du bassin de la Bourbre. **Ceci ne signifie pas que les ZH dont la surface est inférieure à 1 ha ne présentent pas une capacité épuratoire élevée par unité de surface. Ceci témoigne uniquement du fait que leur contribution à l'abattement des polluants et des excédents de fertilisants sera vraisemblablement faible.**

Etape 2 : Sélection des ZH selon leur connexion au réseau hydrographique

Le second critère de sélection concerne la connexion de la zone humide au réseau hydrographique. **Seules les ZH étant connectées au cours d'eau présentant un régime permanent ont été retenues.** En effet, un des enjeux du projet est d'identifier, à termes, les ZH qui nécessitent d'être restaurées ou conservées en raison de leur rôle en termes d'amélioration de la qualité des eaux superficielles. La connexion au réseau hydrographique est donc un critère essentiel car cela maximise « leur opportunité d'interception des flux excédentaires de nutriments ». **En revanche, ce choix ne signifie pas que les autres zones humides ne présentent pas un potentiel d'épuration important. Elles peuvent en effet contribuer à l'épuration des eaux avant infiltration / ruissellement vers les eaux souterraines / de surface (ex. des bandes enherbées).**

Selon l'analyse SIG, sur les 293 ZH recensées sur le bassin versant de la Bourbre, 96 sont déconnectées du réseau hydrographique, 95 ZH sont connectés au réseau par le biais de cours d'eau intermittent, et 102 ZH sont connectés à un cours d'eau permanent. **Cette première sélection écarte donc 191 ZH sur les 293.**

Pour mémoire, la connexion au réseau hydrographique a été évaluée sous SIG sur la base d'une intersection entre la couche des ZH et le réseau hydrographique de la BD Carthage complété par les données de la BD Topo (avec distance tampon de 50 m). Les résultats ont été corrigés manuellement (notamment pour les ZH de tête de versant connectées artificiellement par le SIG au cours d'eau situé à moins de 50 m de distance à vol d'oiseau mais localisé en contrebas d'une falaise).

Limites : la connexion au réseau hydrographique nécessite d'être affinée sur le terrain ou sur la base des fiches du CEN car certaines ZH connectées selon une analyse SIG sont en fait principalement alimentées par des sources sur le territoire de la Bourbre.

Etape 3 : Sélection des ZH selon les caractéristiques de la zone contributive

L'étape suivante a consisté à sélectionner les ZH selon :

- Le niveau de pressions anthropiques dans le bassin d'alimentation en eau (ZC pour Zone Contributive) de chaque ZH (pression urbaine et/ou agricole) ;
- La superficie de la ZC;
- L'accumulation de flux cumulée à l'échelle de la ZC ;
- L'IDPR moyen. L'IDPR traduit l'aptitude des formations du sous-sol à laisser **ruisseler ou s'infiltrer** les eaux de surface. Il se fonde sur l'analyse du modèle numérique de terrain et des réseaux hydrographiques naturels, conditionnés par la géologie. Plus on se rapproche de 2000 plus le substrat est imperméable et est favorable au ruissellement de surface (faible infiltration) ;
- Le temps d'écoulement de l'eau à l'exutoire dans la ZC, dépendant de plusieurs paramètres dont la pente et l'occupation du sol (coefficient de Manning) ;
- La pente. Plus la pente est importante, plus les ruissellements sont potentiellement importants, et plus les ZH localisées à l'exutoire de ces ZC ont l'opportunité d'intercepter les polluants et nutriments excédentaires.

Parmi ces variables, certains sont très fortement corrélées. Une simplification de la matrice est donc nécessaire lors du traitement statistique afin d'éviter de donner trop de poids artificiellement à certaines variables.

Ainsi, après analyse des corrélations, les variables retenues sont :

- L'IDPR moyen ;
- La pente ;
- Le temps d'écoulement des eaux à l'exutoire ;
- La pression agricole (phytosanitaires).

La pression urbaine, la pression agricole (azote), l'accumulation de flux et la superficie des ZC ont été supprimées car fortement corrélées entre elles en raison de leur dépendance forte à la superficie de la ZC (Figure 25).

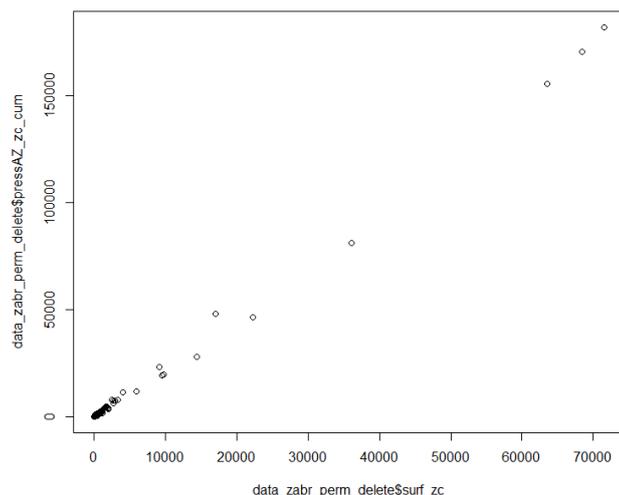


Figure 25. Illustration de la relation entre la pression azotée cumulée dans la ZC (indice sans unité) et sa surface en ha.

Certaines valeurs manquantes (par exemple accumulation de flux pour certaines ZC ou ZH) ont été remplacées par la valeur médiane obtenue sur les 293 ZH afin de ne pas écarter artificiellement certaines ZH d'intérêt (R ne gère pas les analyses lorsque les données ne sont pas complètes).

L'analyse des corrélations entre variables restantes est satisfaisante pour la suite des analyses comme illustré sur la figure suivante (Figure 26).

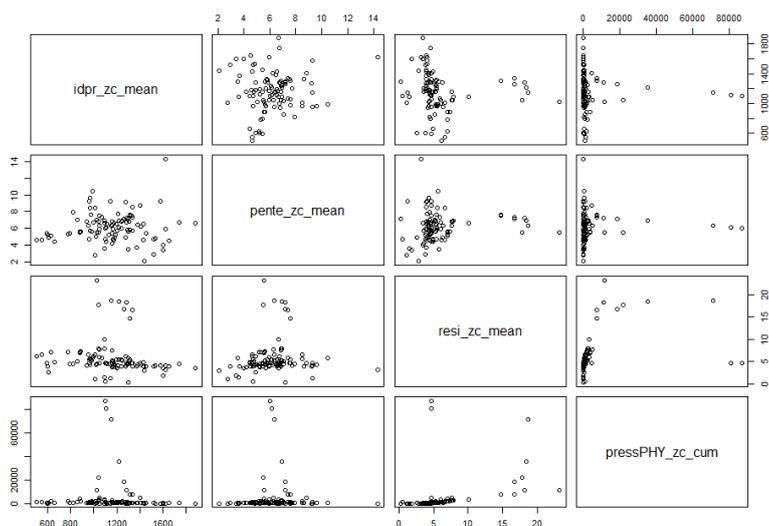


Figure 26. Illustration des liens entre les variables sélectionnées pour la suite de l'analyse sur les ZC (IDPR, pente, temps d'écoulement à l'exutoire et pression cumulée en phytosanitaire dans les ZC).

Une classification ascendante hiérarchique a par la suite été réalisée sous r afin de regrouper les ZC qui présentent des caractéristiques similaires selon ces 4 variables.

A noter que l'objectif est de sélectionner des ZH dont l'opportunité de recevoir des polluants est maximale. Cela signifie sélectionner des ZC pour lesquelles :

- L'IDPR se rapproche de la valeur 2000 (infiltration réduite);
- La pente est suffisamment importante pour permettre les écoulements vers l'aval (minimum de 2-3% de pente soit supérieure à environ 2 degrés) ;
- La pression anthropique est importante ;
- Le temps de résidence limité dans la ZC (pour éviter des effets de « perte en ligne »).

Cette classification nécessite de (1) réduire et centrer l'ensemble des valeurs par la fonction « scale » sous r, (2) de construire une matrice des distances entre chaque « échantillon » (un échantillon = 1 ZH), puis (2) de construire un arbre de classification. Ici la méthode de Ward a été utilisée. Elle consiste à regrouper les classes de façon à ce que l'augmentation de l'inertie interclasse soit maximale (minimisation de la variance/inertie intra-classe et maximisation de la variance/inertie interclasse).

Sur cette base, nous obtenons le dendrogramme suivant (Figure 27) :

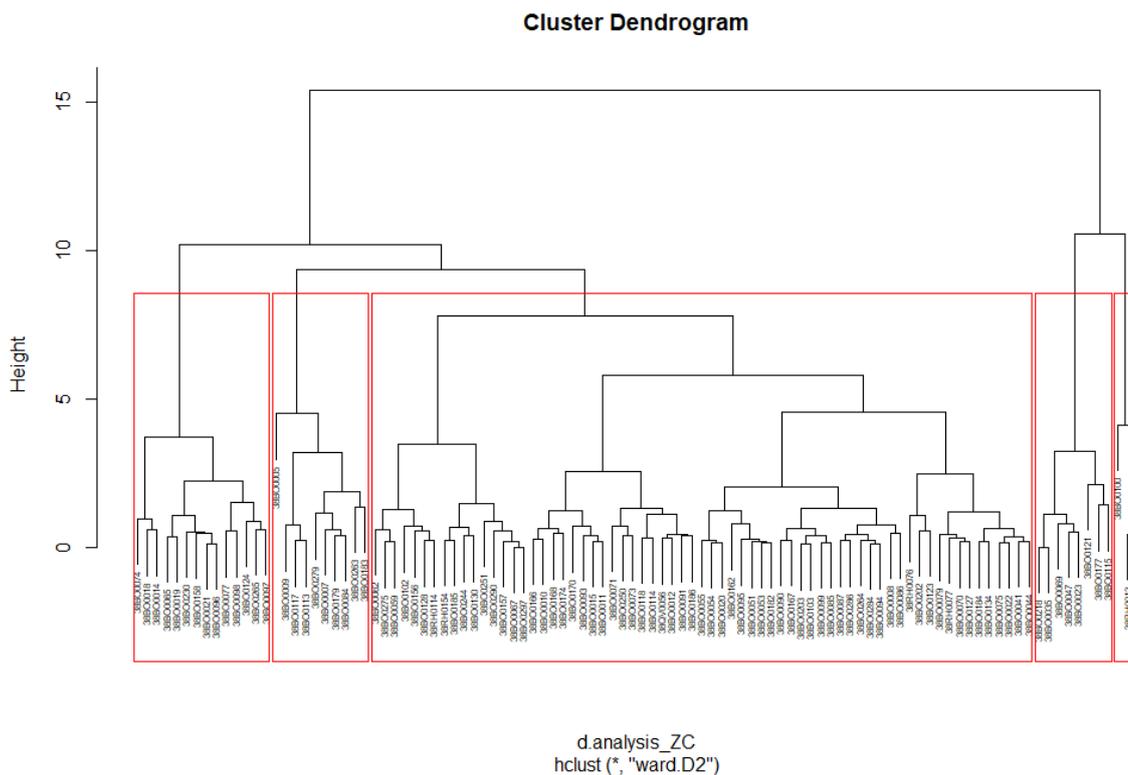


Figure 27. Dendrogramme obtenu par classification ascendante hiérarchique.

Le dendrogramme indique une structuration forte des données selon 4 voire 5 groupes distincts. Une classification par clustering non-hiérarchique est par la suite réalisée avec la fonction k-means sous R permettant d'obtenir des informations complémentaires sur les caractéristiques de chaque groupe et le % de variance expliqué selon le nombre de groupes souhaités. Cette fonction k-means est un algorithme itératif qui minimise la somme des distances entre chaque individu et le centroïde du cluster. Il permet donc de regrouper des éléments similaires dans des clusters.

La première étape est de connaître le nombre de groupes pertinent à retenir pour la construction de ces clusters. Le graphe suivant exprime le % d'inertie expliquée en fonction du nombre de groupes. On observe un plateau pour 5 groupes, correspondant à 70% de variance expliquée (4 groupes ne permettent d'expliquer que 56% de la variance, ce qui demeure faible) (Figure 28).

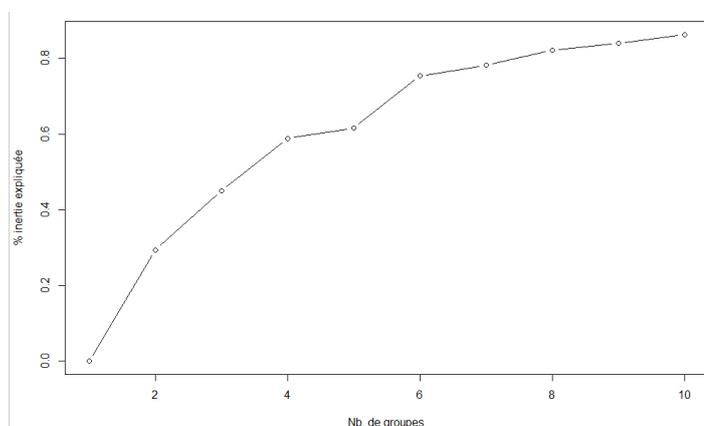


Figure 28. % d'inertie expliquée en fonction du nombre de groupes.

Sur cette base, 5 groupes sont établies présentant les caractéristiques suivantes (Tableau 3).

Tableau 3. Présentation des statistiques descriptives des 5 clusters obtenus après application d'une approche de clustering non-hiérarchique

Présentation des groupes	IDPR	Pente	Temps d'écoulement à l'exutoire	Pressions anthropiques cumulées
Groupe 1 (n=3)	1121.6	6.1	9.3	79 725.4
Groupe 2 (n=25)	817.6	5.5	5.6	1460.8
Groupe 3 (n=37)	1165.1	7.9	4.9	933.2
Groupe 4 (n=8)	1223.0	6.8	17.6	15 136.0
Groupe 5 (n=29)	1342.3	4.9	4.0	372.5
% de variance expliquée	54	53	77	96

On note que la variable explicative principale est **le niveau de pressions anthropiques suivi du temps d'écoulement à l'exutoire**.

Deux groupes présentent des pressions maximales : le groupe 1 et 4 pour un effectif global de 11 ZH. Les zones humides concernées sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tableau 4).

Tableau 4. Caractéristiques des ZH incluent dans les groupes 1 et 4.

Numéro de la ZH	Groupe d'appartenance	Nom de la ZH	Superficie de la ZH (ha)
38RH0013	1	Confluence Bourbre-Rhône	71 527.56
38BO0105	1	Marais dit "Bourbre aval"	68 366.24
38BO0100	1	Confluence Bourbre-Catelan	63 558.95
38BO0218	4	Mouillat	9 753.70
38BO0035	4	Marais de Saint-Clair-de-la-Tour	9 713.45
38BO0069	4	Marais du Vernay	22 258.24
38BO0047	4	Marais dit de la Tour	14 356.34
38BO0177	4	Marais dit "Bion vieille Bourbre"	36 048.02
38BO0121	4	Marais dit "Catelan amont"	9 198.23
38BO0115	4	Catelan Moyen	17 016.87
38BO0023	4	Marais de Fitolieu	9 565.22

Comme indiqué sur la carte ci-dessous (Figure 29), ces ZH correspondent aux marais de la plaine et/ou de fonds de vallée et présentant donc des superficies de ZC très importantes (quasi-totalité du bassin versant de la Bourbre). Bien que les pressions anthropiques soient effectivement maximales pour ces ZH, elles ne seront pas retenues dans l'étude car la mise en place d'un dispositif expérimental sur de telles superficies apparaît trop complexe (multiplicité des entrées d'eau).

Les groupes 1 et 4 sont donc écartés de l'analyse.

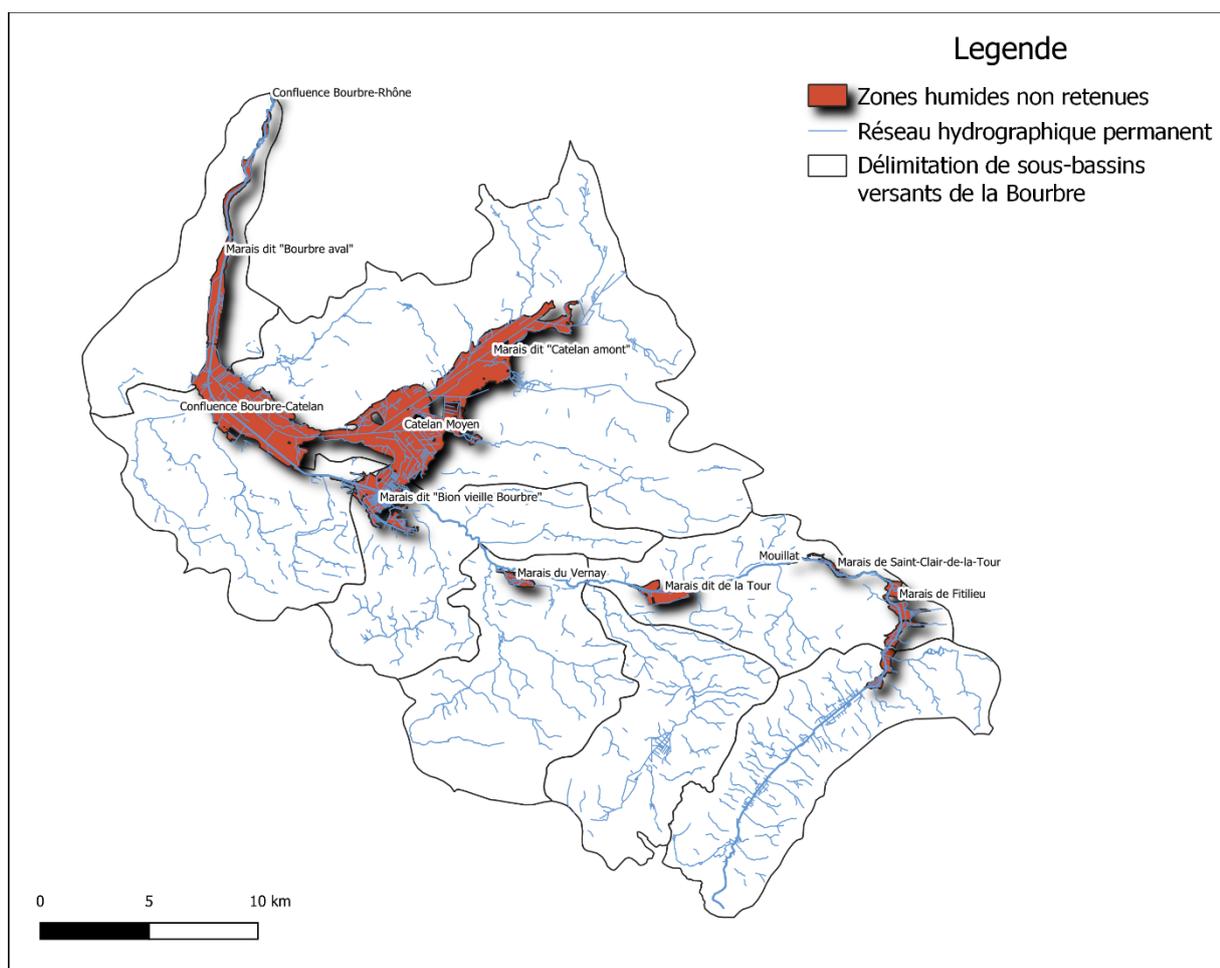


Figure 29. Localisation des ZH des groupes 1 et 4.

Sur cette base et au regard des objectifs de l'étude, les 91 ZH restantes ont été sélectionnées dans un premier temps uniquement sur le niveau de pression anthropique dans leur ZC, plutôt que d'intégrer des critères supplémentaires. En effet, des analyses statistiques non décrites ici ont souligné la nécessité de se focaliser uniquement sur ce critère pour assurer une sélection finale pertinente et cohérente avec l'objectif visé.

Ainsi toutes les ZH présentant une pression anthropique au regard des phytosanitaires supérieures à 1000 unités ont été sélectionnées (43 au total). Puis parmi cette sélection, nous avons sélectionné 25 ZH ne présentant pas ou peu de pressions agricoles et urbaines (inférieures à 3 unités pour les phytosanitaires).

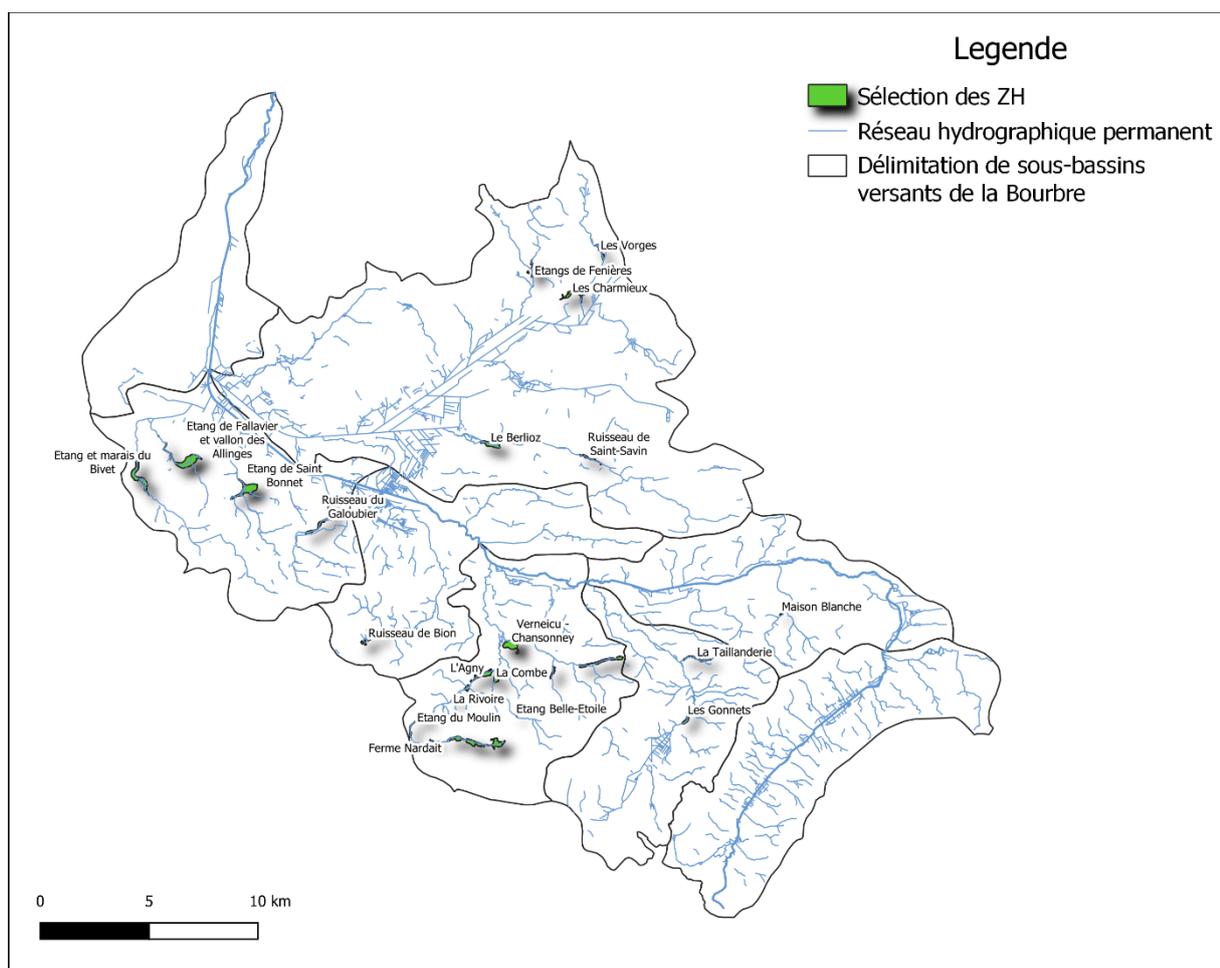


Figure 30. Localisation des ZH retenues pour l'étude.

Par mis ces 25 ZH, 5 ont été écartées car alimentées par des sources ou trop artificielles d'après les fiches descriptives du CEN Isère. Ce sont les zones humides suivantes :

- Etang de Ravoux et étang Rompu
- Etang du Moulin à l'étang de la Croix
- Le Gouas
- La Combe
- Verneicu - Chansonney

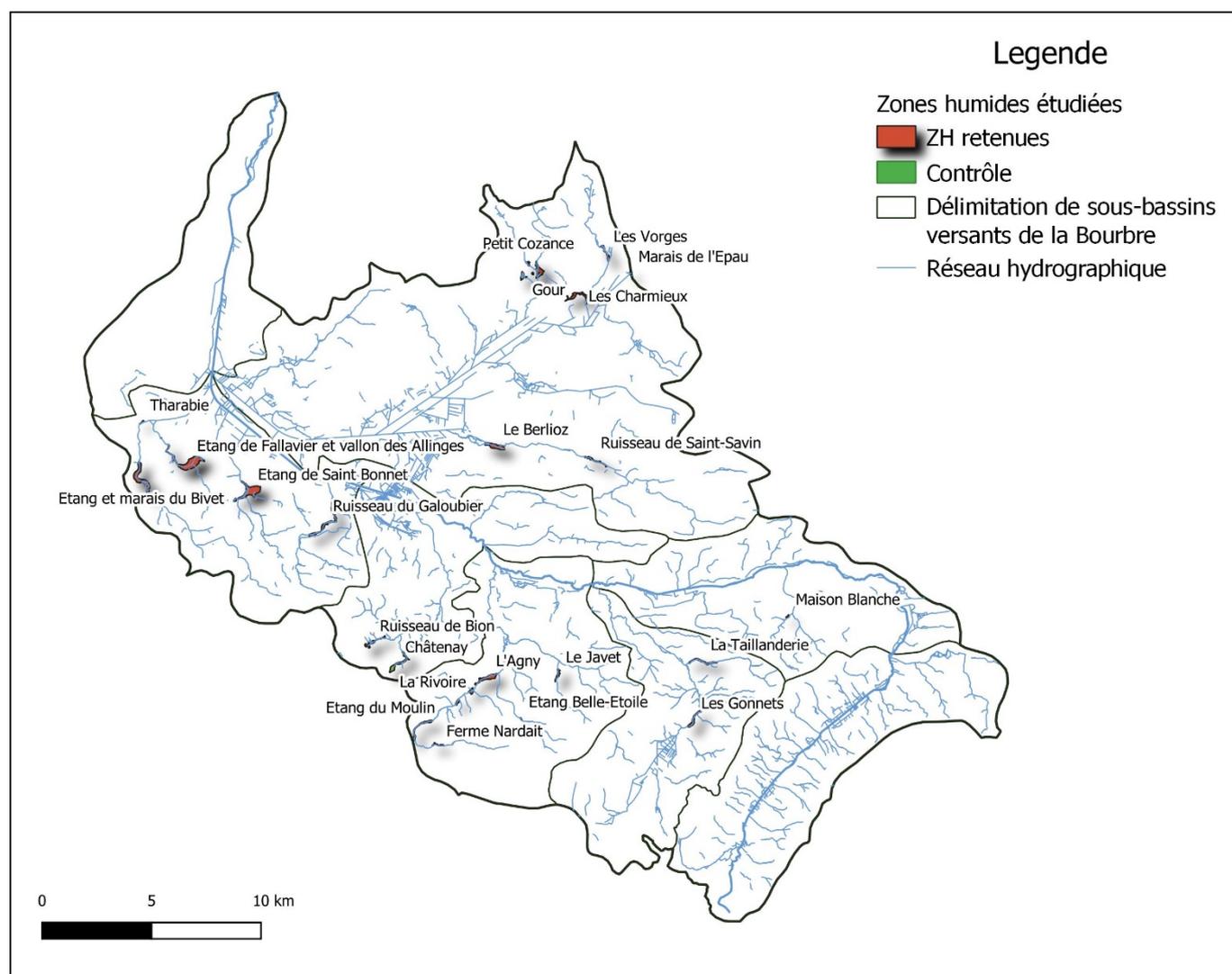
Enfin, 4 ZH ont été ajoutées à cette liste. Ce sont des ZH qui présentent un niveau de pression anthropique agricole et urbaine faible au sein de la ZC et très limitée au sein même du périmètre de la ZH considérée. Les ZH présentant ces caractéristiques mais alimentées uniquement par une source ont été écartées (c'est le cas des Léchères et de O' Louise).

Ces ZH sont les suivantes :

- Tharabie
- Gour
- Petit Cozance
- Châtenay
- Marais de l'Epau

Ces ZH sont considérées comme des contrôles (faible pression anthropique).

Ainsi la liste finale des 25 ZH sélectionnées est présentée dans le tableau et la figure ci-dessous. Pour rappel, seules 21 ZH seront échantillonnées mais un nombre plus important a été identifié au cas où il ne soit pas possible d'y accéder ou que la configuration observée sur le terrain ne permette pas les prélèvements.



Z A B R

Zone Atelier Bassin du Rhône

Tableau 5. Sélection des 27 ZH connectées au réseau hydrographique et présentant des pressions anthropiques maximales dans la ZC et minimales au sein de leur périmètre.

Code	Nom de la ZH	Pression Azote cumulée dans la ZC	Pression Phyto cumulée dans la ZC	Surface de la ZH (Ha)	Pression urbaine cumulée dans la ZH	Pression azotée cumulée dans la ZH	Pression phyto cumulée dans la ZH	Typologie SDAGE	Intégré à l'expérimentation ?
38B00015	Les Gonnets	7843.25	2802.39	7.17	0.00	0.05	0.02	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00020	La Taillanderie	1154.05	433.28	6.22	0.01	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00062	Etang du Moulin	3893.49	1651.96	6.67	0.03	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00075	Ruisseau de Bion	1023.07	542.60	5.66	0.00	2.75	1.31	Régions d'étangs	Non
38B00087	Ruisseau du Galoubier	1689.69	801.91	15.00	0.01	0.28	0.41	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00093	Etang et marais du Bivet	4860.79	2764.42	26.36	0.02	1.34	1.35	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00099	Etang de Saint Bonnet	1969.77	1252.42	31.09	0.01	0.00	0.00	Régions d'étangs	Oui
38B00103	Etang de Fallavier et vallon des Allinges	1492.43	865.32	37.95	0.02	0.00	0.00	Petits plans d'eau et bordures de plans d'eau	Oui
38B00127	Etangs de Fenières	1596.64	912.11	11.72	0.00	2.99	1.26	Régions d'étangs	Oui
38B00162	Les Charmieux	1334.47	828.66	10.64	0.02	0.00	0.00	Marais et landes humides de plaines et plateaux	Non
38B00168	Ruisseau de Saint-Savin	7546.54	3125.51	3.72	0.00	0.15	0.07	Régions d'étangs	Oui
38B00174	Le Berlioz	11645.40	4903.67	14.09	0.48	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00203	Monthion	1510.98	892.95	0.11	0.00	0.00	0.00	Régions d'étangs	Non
38B00230	Maison Blanche	1063.89	476.85	0.75	0.00	0.00	0.00	Régions d'étangs	Non
38B00251	Etang Belle-Etoile	2010.93	766.77	0.35	0.00	0.00	0.00	Régions d'étangs	Oui
38B00264	Le Javet	1028.54	491.22	3.20	0.18	0.00	0.00	Régions d'étangs	Oui
38B00275	Ferme Nardait	2903.95	1199.16	1.36	0.00	0.00	0.00	Régions d'étangs	Oui
38B00290	La Rivoire	4883.75	2185.79	2.21	0.00	0.00	0.00	Marais aménagés dans un but agricole	Oui
38B00297	L'Agnay	7816.40	3779.78	15.61	0.04	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38RH0076	Les Vorges	1776.65	883.78	4.26	0.02	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00202	Tharabie	0.00	0.00	0.79	0.00	0.00	0.00	Zones humides ponctuelles	Oui
38B00128	Gour	72.59	57.83	3.95	0.00	0.00	0.00	Régions d'étangs	Oui
38B00244	Petit Cozance	838.49	478.37	1.62	0.00	0.00	0.00	Bordures de cours d'eau	Oui
38B00073	Châtenay	916.89	468.39	10.55	0.00	0.80	0.86	Bordures de cours d'eau	Oui
38RH0114	Marais de l'Epau	979.33	339.38	1.08	0.05	0.00	0.00	Marais et landes humides de plaines et plateaux	Oui

Z A B R

Zone Atelier Bassin du Rhône

Annexe 2. Fiche Terrain

FICHE TERRAIN PROJET BIOGEOZH		Nom du site :
		Site n°
Commune :	Date :	
Parcelle :	Propriétaire :	
Opérateurs terrain :		
Nitrates :	Nitrites :	
pH cours/masse d'eau :		
Point n° :	Coordonnées GPS :	
<input type="checkbox"/> Prélèvement sol	<input type="checkbox"/> Cylindre de densité	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau	<input type="checkbox"/> Photos	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau cours/masse	<input type="checkbox"/> Plan	
Profondeur sondage :	Profondeur nappe :	
T°C sol :	Habitat EUNIS :	
Texture :		
Traces d'humidité :		
Point n° :	Coordonnées GPS :	
<input type="checkbox"/> Prélèvement sol	<input type="checkbox"/> Cylindre de densité	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau	<input type="checkbox"/> Photos	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau cours/masse	<input type="checkbox"/> Plan	
Profondeur sondage :	Profondeur nappe :	
T°C sol :	Habitat EUNIS :	
Texture :		
Traces d'humidité :		
Point n° :	Coordonnées GPS :	
<input type="checkbox"/> Prélèvement sol	<input type="checkbox"/> Cylindre de densité	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau	<input type="checkbox"/> Photos	
<input type="checkbox"/> Prélèvement eau cours/masse	<input type="checkbox"/> Plan	
Profondeur sondage :	Profondeur nappe :	
T°C sol :	Habitat EUNIS :	

Z A B R

Zone Atelier Bassin du Rhône

Texture :

Traces d'humidité :

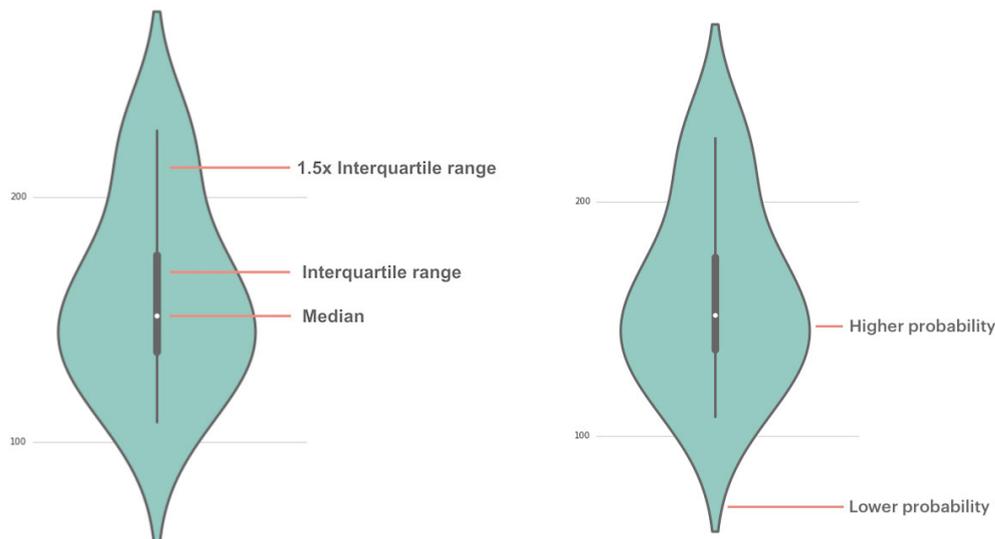
Annexe 3. Description d'un diagramme en violon

Un diagramme en violon est utilisé pour visualiser la distribution des données et leur densité de probabilité.

Ce graphique est une combinaison d'un diagramme en boîte et d'un diagramme de densité qui est retourné et placé de chaque côté (pour montrer la forme de la distribution des données). Le point blanc au milieu est la valeur médiane et la barre noire épaisse au centre représente l'écart interquartile. La fine ligne noire qui en découle représente les valeurs adjacentes supérieures (max) et inférieures (min) des données. Parfois, le marqueur graphique est coupé au bout de cette ligne.

Les diagrammes en boîte sont limités dans leur affichage des données, car leur simplicité visuelle tend à cacher des détails importants sur la façon dont les valeurs des données sont distribuées. Par exemple, avec les diagrammes en boîte, vous ne pouvez pas voir si la distribution est bimodale ou multimodale. Bien que les diagrammes en violon affichent plus d'informations, ils peuvent être visuellement plus abstraits que les diagrammes en boîte.

Source : https://datavizcatalogue.com/FR/methodes/diagramme_en_violon.html



Source : <https://mode.com/blog/violin-plot-examples/>