

Le fonctionnement des marais littoraux atlantiques et les effets des activités agricoles sur le milieu aquatique

Alice Léonard

▶ **To cite this version:**

Alice Léonard. Le fonctionnement des marais littoraux atlantiques et les effets des activités agricoles sur le milieu aquatique. Sciences de l'environnement. 2020. hal-03133148

HAL Id: hal-03133148
https://hal.inrae.fr/hal-03133148

Submitted on 5 Feb 2021

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.

Université de La Rochelle

Faculté de Sciences et Technologies

Avenue Michel Crépeau, 17000 LA ROCHELLE

Licence Sciences de la Vie, Parcours Biologie des Ecosystèmes Marins

---

Le fonctionnement des marais littoraux atlantiques et les effets des activités agricoles sur le milieu aquatique

Léonard Alice



Synthèse bibliographique réalisée à l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'environnement (INRAe) de Saint-Laurent de la Prée.

Sous la responsabilité de Daphné Durant et Lilia Mzali.

Année 2019-2020

Résumé :

Les marais littoraux atlantiques sont des milieux semi-aquatiques, depuis longtemps exploités par l'Homme pour l'élevage du bétail et plus tard pour les cultures. Les marais ont été aménagés et drainés, la circulation et les niveaux d'eau sont régis par l'Homme. Ces écosystèmes sont connectés à des bassins versants qui sont des unités hydrographiques urbanisées et cultivées. L'agriculture pratiquée dans le marais et son bassin versant a grandement évolué, particulièrement ces 50 dernières années. La chimie est utilisée afin de fabriquer des fertilisants et des pesticides destinés à accroître les rendements agricoles. Cependant ces molécules ne sont pas sans effet sur la qualité de l'eau et l'environnement. Dans la majorité des exploitations agricoles, le sol se retrouve à nu une partie de l'année et lors de fortes pluies les molécules chimiques se retrouvent lessivées. On retrouve régulièrement en excès des molécules de phosphate, de nitrates et nitrites. Elles s'écoulent alors dans les nappes phréatiques et les cours d'eau avoisinants. En France, la limite de qualité pour les nitrates dans les eaux superficielles destinées à la consommation d'eau potable est de 50 mg/l, norme très suivie par l'Agence Régionale de Santé. En hiver, l'hydrodynamisme dans le marais limite la contamination de l'environnement. En été, en revanche, les eaux sont plus stagnantes et les conséquences sont : eutrophisation, hypoxie du milieu et disparition de la biodiversité. En Europe, il a été démontré une perte de 42% de la biodiversité aquatique due aux pollutions agricoles. La pratique de l'agriculture biologique permettrait de réduire de 30% l'impact des nitrates sur l'environnement aquatique. Les pratiques bio en polyculture-élevage rejettent 50% d'azote en moins. Des aménagements permettent de limiter l'impact de la pollution, une ZTHA pourrait réduire entre 15 et 41% les rejets de pesticides et un couvert végétal d'interculture pourrait réduire entre 24 et 80% les rejets azotés.

Remerciements :

Merci à l'équipe INRAe Saint-Laurent-de-la-Prée, et notamment à :

- Daphné Durant (ingénieure de recherche) pour avoir été ma tutrice de stage.

- Lilia Mzali (directrice adjointe du centre et ingénieure de recherche) pour le co-encadrement de stage.

- Bruno Gateau (responsable d'atelier et technicien polyvalent) pour son aide dans l'analyse des données de qualité de l'eau.

Merci à Nathalie Imbert Auvray (professeure référente à l'Université de La Rochelle) pour avoir répondu à mes interrogations et s'être assurée du bon déroulement du stage.

Préambule :

Le travail réalisé pendant ce stage s'est déroulé au sein de l'unité expérimentale INRAe (Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentaire et l'environnement) de Saint-Laurent-de-la-Prée (17). Actuellement 18 personnes (techniciens, chercheurs, ingénieurs) y travaillent. Cette unité expérimentale développe une expérimentation-système centrée sur un thème principal : « **Contribuer à la transition agroécologique des fermes en marais ».** Elle est rattachée au centre INRAe Nouvelle-Aquitaine-Poitiers dont les grandes thématiques de recherche sont : changements climatiques, sécurité alimentaire, transition agricole, préservation des ressources naturelles et de la biodiversité, prévention des risques.

L'équipe que j'ai intégré étudie les effets des activités de polyculture-élevage d'une ferme conduite en agriculture biologique sur la qualité de l'eau du marais charentais. L'unité expérimentale possède sa propre exploitation, avec des parcelles drainées qui s'écoulent dans des fossés et canaux. Un des enjeux est d'évaluer la variation des concentrations en nitrates, nitrites, ammonium, orthophosphate, azote Kjeldahl et glyphosate dans l'eau, en aval des parcelles cultivées. Pour cela des prélèvements d'eau ont été faits mensuellement au niveau de 3 pompes de drainage de l'exploitation entre novembre 2019 et mars 2020. Cette campagne de prélèvements est en suspens au vu du confinement lié à la crise sanitaire mondiale. Les données obtenues actuellement sont donc incomplètes et insuffisantes pour réaliser un travail d'analyse qui soit réellement représentatif. En effet il serait nécessaire d'avoir des prélèvements mensuels sur une année afin d'évaluer l'effet saisonnier et surtout l'effet de la pluviométrie sur la qualité de l'eau des fossés.

En parallèle, une synthèse bibliographique a été réalisée. L'objectif est de comprendre le fonctionnement global du marais, c'est à dire à la fois l'hydrographie, le fonctionnement du bassin versant dans lequel il s'inscrit et les activités agricoles. Cette compréhension des mécanismes est importante pour expliquer comment les activités humaines et en particulier agricoles peuvent dégrader la qualité de l'eau du marais et sa biodiversité. Dans l'idéale, cette synthèse aurait dû traiter des marais charentais, malheureusement les recherches n'ont pas permis de trouver suffisamment de références de littérature blanche (et traduite en anglais). Ainsi nous avons pris le parti de traiter plus généralement des marais littoraux atlantiques, en s'appuyant lorsque c'est possible, sur des phénomènes similaires se passant dans les écosystèmes à l'étranger. Par la suite, cette synthèse servira à l'équipe pour interpréter et discuter les résultats obtenus sur la ferme expérimentale.

Le fonctionnement des marais littoraux atlantiques et les effets des activités agricoles sur le milieu aquatique

1. Introduction : contexte historique de l'agriculture dans les marais.

2. Les marais littoraux, des écosystèmes à part entière.

a. Structure et caractéristiques
b. Les eaux du bassin versant
c. Richesse de la biodiversité

3. Les pollutions agricoles : l'azote, le phosphore, les pesticides...

d. L'origine de ces pollutions
e. Les conséquences pour le milieu aquatique

4. Bilan et perspectives d'amélioration de la qualité de l'eau issue des activités agricoles.

Références bibliographiques

1. Introduction : contexte historique de l'agriculture dans le marais.

L'agriculture est née il y a environ 10 000 ans et depuis elle n'a cessé d'évoluer. La révolution industrielle a entraîné la mécanisation et l'expansion des territoires agricoles. Les guerres mondiales, comme celle de 1939-1945, ont participé elles aussi à cette métamorphose. L'agriculture s'est intensifiée pour nourrir les populations lors de la reconstruction des pays (Meeus, 1993). L'industrie de la guerre a donné naissance à des machines agricoles plus performantes mais aussi plus énergivores et polluantes. La chimie de la guerre, elle, a inspiré la création des engrais de synthèse, et notamment l'azote minéral qui était utilisé sous forme de nitrate d'ammonium pour fabriquer des explosifs comme la TNT. La guerre du Vietnam, avec l'agent orange, a été le précurseur de puissants désherbants tels que le glyphosate. L'intensification des cultures et de l'élevage a amplifié la pollution des sols, l'assèchement des cours d'eau pour l'irrigation, l'arrachage de nombreux bosquets et haies bocagères (Claeys *et al.,* 2019). Par conséquent la biodiversité disparaît peu à peu, le cycle de l'eau et de la matière en sont profondément marqués. L'Homme a transformé les paysages pour les cultiver, c'est le cas des marais littoraux.

Il y a environ 10 000 ans, un réchauffement de la planète entraîne la fonte de la glace des pôles et provoque la montée des eaux (transgression marine). Des territoires littoraux sont inondés formant des golfs marins. A cause des marées, des alluvions vont se déposer formant une sorte de vase appelée « le bri », le golf marin se transforme alors en marécage. Au fil des siècles, l'océan va régresser, les alluvions (océaniques et fluviaux) vont continuer de se déposer et des plateaux entiers vont émerger (Graviou, 2013). La végétation va alors s'y implanter, se dégrader, formant une matière organique qui va enrichir la terre et la transformer en une sorte de tourbe. C'est ainsi que se sont formés les marais littoraux atlantiques. Toutefois, plusieurs fois par an, lors de fortes marées, ces plateaux sont immergés. Il faudra attendre plusieurs milliers d'années pour permettre aux Hommes, au moyen âge, d'endiguer ces terres humides afin de mieux les exploiter. Une fois drainés, ces marais sont dits desséchés, ils présentent un grand intérêt, car ils conservent une teneur en eau élevée ce qui facilite les cultures, notamment en période de sécheresse estivale. Les eaux sont aussi très riches en nutriments (Sivan *et al.,* 2011). Les Hommes exploitent depuis plusieurs milliers d'années les marais pour l'élevage du bétail, puis plus tard pour les cultures. Ces activités ont peu à peu perturbé l'équilibre des écosystèmes marécageux (Baker, 1992). Ces écosystèmes sont aujourd'hui menacés par une nouvelle hausse globale des températures et la montée des océans. Les pratiques agricoles modernes et les pollutions qu'elles engendrent représentent elles aussi une menace (Olesen & Bindi, 2002). Au travers de cette synthèse bibliographique, nous allons voir comment s'organise le marais et quelles sont les pollutions liées aux pratiques agricoles.

2. Les marais littoraux, des écosystèmes à part entière.

a. Structure et caractéristiques :

Les marais sont des zones littorales de transition entre l'océan et le continent. Les eaux ont un faible hydrodynamisme et le marais est protégé des inondations et fortes marées par la présence de digues et d'ouvrages de levage qui régissent la circulation de l'eau (David *et al.,* 2020). Il existe 3 types distincts de marais :1) le marais desséché, qui est le plus proche de l'océan et qui a été drainé par l'Homme au profit de l'agriculture. Les sols y sont qualifiés d'hydromorphes car saturés en eau, particulièrement en hiver ; 2) le marais intermédiaire ; 3) le marais mouillé qui est plus en retrait dans les terres (Sivan *et al.,* 2011). Les zones de marais mouillé ont

conservé leurs propriétés humides d'origines, elles sont donc très riches en eau, fortement inondables et sont notamment exploitées pour l'agriculture, le maraîchage et la populiculture. Pour créer la partie dite « marais desséché » des digues ont été construites (Butet & Leroux, 2001). Dans son anthropisation la plus poussée, des systèmes de drainage ont été installés. Il y en existe 2 types : 1) les drains enterrés et 2) les « ados », où la parcelle cultivée est composée d'une succession de surfaces bombées (appelées « planches ») et de rigoles.

Au sein du marais desséché s'étend un immense réseau artificiel de canaux et de fossés. C'est un réseau hydrographique dont le niveau d'eau est contrôlé par des pompes et des écluses. L'intervention de l'Homme est essentielle au bon fonctionnement de ce réseau, puisque c'est lui qui instaure au cours des saisons l'ouverture ou la fermeture des vannes. L'hiver, les portes des canaux sont ouvertes, à marée basse, afin que l'eau s'écoule et n'inonde pas les terres. A l'inverse, en été, les portes sont fermées et on réinjecte de l'eau douce depuis le bassin versant afin de maintenir un niveau d'eau minimum dans les canaux entourant les terres qui sont pour la grande majorité cultivées ou pâturées (David *et al.*, 2020). Pour étayer ces flux d'eau, la construction d'un canal d'amenée entre le marais et un cours d'eau est possible et permet un apport d'eau douce en période estivale. C'est le cas dans le marais charentais, où le canal de l'UNIMA permet l'apport d'eau douce depuis le fleuve Charente jusqu'au marais. Cet apport d'eau douce présente deux intérêts : non seulement cela permet de maintenir les activités agricoles, mais aussi cela préserve la biodiversité autochtone (Tortajada *et al.*, 2011). En hiver les conditions ne sont pas favorables au développement de la biomasse (faibles températures et faible luminosité), les apports de nutriments (notamment les nitrates) sont conséquents. Au printemps, avec la fermeture des écluses, la hausse des températures et la concentration en phosphore sont favorables au développement de la biomasse phytoplanctonique. En revanche des apports continus de nitrates et de phosphore, couplés à un système peu hydrodynamique peuvent entraîner un phénomène d'eutrophisation (Masclaux *et al.*, 2015). D'autre part, les marais sont alimentés par les eaux des bassins versants en amont, au travers des rivières et de leurs nappes d'accompagnement. Il est donc important de bien replacer ces marais dans leur contexte hydrographique.

b. Les eaux du bassin versant

Le bassin versant est une unité hydrologique définie comme la surface pour laquelle les précipitations sortent en un point nommé « exutoire ». Il présente des éléments de paysage bien distincts : réseau de cours d'eau (hydrographie), parcelles cultivées (potentiellement drainées), haies bocagères, bosquets, voies de communication, zones urbaines. Cette diversité d'éléments influence le transfert entre l'eau, la matière organique et les sels minéraux, de plus les processus les reliant sont complexes. Ils impliquent des interactions hydrologiques, biologiques et géochimiques (Wheater & Beck, 1995). L'eau du bassin versant et des cours d'eau auxquels il est rattaché se déverse dans les milieux en avals, et ici notamment dans les marais littoraux. La qualité des eaux du marais est fortement dépendante de la qualité de l'eau venant du bassin versant. L'eau des ruissellements, de la lixiviation et des stocks des nappes phréatiques alimente les cours d'eau avoisinant. La présence de surfaces agricoles drainées dans le bassin versant accentue le transfert d'eau et surtout de nutriments. Le risque d'eutrophisation augmente avec les rejets sulfatés et azotés qui viennent s'y accumuler. Le risque est d'autant plus grand que le bassin versant est cultivé et que sa surface est importante (Tournebize *et al.*, 2012). Les zones de prairies et forêts qui jouaient le rôle de rétention autrefois sont devenues des zones cultivées appelées corridors pour l'eau et les sédiments (Gleason & Euliss, 1998). On a constaté que la biodiversité aquatique fluctue de manière saisonnière en lien avec les variations des conditions environnementales. La température ainsi que la quantité de

nutriments organiques et minéraux lessivés par les bassins versants sont les éléments qui entrent en jeu dans ce phénomène. Le transfert de charges de nutriments anthropogéniques du bassin versant aux eaux littorales est en train de modifier radicalement les habitats aquatiques. Nous verrons que dans les eaux marines estuariennes, côtières et les zones humides, l'augmentation des charges d'azote (N) stimule l'eutrophisation (McClelland & Valiela, 1998).

c. Richesse de la biodiversité

Les marais sont des écosystèmes lentiques, ils présentent donc une biodiversité aquatique mais aussi terrestre. La biodiversité aquatique est dominée par les populations planctoniques présentes dans ces eaux à faible hydrodynamisme et présentent une grande richesse fonctionnelle (fonction épuratoire, nourricerie et nurserie). Cette richesse est à l'image de la variabilité des conditions du milieu en termes de lumière incidente, pH, oxygène, température, volume d'eau, matière organique et minérale. Les groupes dominants sont le nano et microphytoplancton (taille : 3 à 20 µm) ainsi que le méso et microzooplancton (taille : 200µm à 2 mm) (Masclaux *et al.*, 2015). Le phytoplancton ainsi que les macroalgues constituent les producteurs primaires des eaux de ces systèmes lentiques. Cependant les eaux du marais font couramment face à la baisse d'oxygène (hypoxie), en raison des températures estivales, de la pollution des cours d'eau et du phénomène d'eutrophisation. Ainsi on retrouve des groupes mixotrophes, c'est-à-dire des individus capables de se nourrir à la fois par photosynthèse (autotrophes) et par ingestion de constituants organiques préexistants (hétérotrophes), et des bactéries chimiolithotrophes qui utilisent comme source énergétique aussi bien la matière organique que minérale (Thomaz & Cunha, 2010). De plus, dans le marais on retrouve un groupe important que sont les amphipodes. Ils regroupent essentiellement des espèces de petits crustacés marins, bon nombre de ces espèces sont des bioindicateurs de la qualité de l'eau des marais. Ils sont particulièrement sensibles à la présence de pesticides (Anderson *et al.*, 2006). On retrouve aussi une grande diversité de poissons dans les fossés, et là encore certaines espèces sont des bioindicateurs de la qualité des eaux, c'est le cas par exemple de l'anguille européenne (LaFaille *et al.*, 2004).

Concernant la partie aérienne, on retrouve les roselières ou roseaux. C'est le nom familier donné à diverses plantes de la famille des Poacées et qui sont caractéristiques des zones humides. On y trouve aussi des carex et des scirpes (Cypéracée). On les retrouve généralement amassés en bordure de fossés. Pour ce qui est de la diversité animale, on retrouve de nombreux oiseaux migrateurs comme le Busard cendré, des oiseaux limicoles comme le vanneau huppé et des anatidés comme les canards et les oies. Il y a aussi des petits mammifères comme le campagnol des champs (Butet & Leroux, 2001). Enfin les marais sont exploités à des fins agricoles on y retrouve donc diverses races de bovins et de nombreuses plantes cultivées de la famille des Poacées (ou graminées) et des Fabacées (ou légumineuses).

Toute cette vie est dépendante de la présence d'eau et de sa qualité. En effet, en raison des facteurs climatiques, du faible hydrodynamisme et l'apport important en nutriments dans les canaux, des phénomènes d'eutrophisation apparaissent .Un réapprovisionnement estival est donc parfois nécessaire pour combler l'évaporation dans les petits canaux et les fossés et lutter contre l'eutrophisation. Un marais non réapprovisionné en eau voit son niveau diminuer de quelques centimètres par jour. Aussi, la possibilité de cet apport d'eau douce a pour conséquences de diminuer le pH, de diluer la matière organique souvent en excès à cette période, d'améliorer l'oxygénation et la teneur en NOx (oxyde d'azote), améliorant ainsi le rendement écologique de ce système lentique (David *et al.*, 2020). Les flux importants d'eau semblent favoriser un environnement plus détritique puisque le carbone et la "chlorophylle a" sont élevés. On a une augmentation du phytoplancton et une meilleure dégradation des

particules de matières organiques accumulées (Savoye *et al.*, 2003). L'apport d'eau douce durant l'été est donc essentiel pour limiter l'eutrophisation naturelle et le maintien de la biodiversité.

3. Les pollutions agricoles : L'azote, le phosphore, les pesticides...

d. L'origine de ces pollutions

L'azote (N) se décompose sous plusieurs formes au cours de son cycle. Il est fourni au sol sous la forme de matière organique (MO). Cette matière provient de la décomposition de la matière végétale et animale. Elle est ensuite minéralisée/ammonifiée en ammonium ($NH4^+$), puis nitrifiée en nitrates ($NO3^-$) et nitrites ($NO2^-$) (Dodds & Whiles, 2020). Les nitrates sont ceux que l'on retrouve en plus forte concentration et qui posent le plus de problèmes environnementaux. Les nitrates font d'ailleurs l'objet de nombreux débats et des normes ont été établies à travers des directives concernant les nitrates et pesticides au niveau français (Montgruel *et al.*, 2011), européen, mais aussi mondial (par l'OMS - organisation mondiale de la santé). L'Agence Régionale de Santé (ARS) de Nouvelle-Aquitaine a rappelé dans son bilan de 2016 que, conformément aux recommandations de l'OMS, la limite de la quantité de nitrates dans les eaux brutes destinées à la consommation d'eau potable est fixée à 50 mg/l pour les eaux superficielles et 100 mg/l pour les eaux souterraines. Ils disent également qu'à l'état naturel, les milieux aquatiques et semi-aquatiques peuvent contenir quelques milligrammes à 10 mg/l de nitrates. Au-delà, la part liée à l'Homme est indéniable. Dans le cadre de la directive européenne appelée « Directive Cadre sur l'Eau » (DCE), un système d'évaluation de la qualité des eaux a été mis en place. Selon un classement par concentration, la qualité de l'eau est : «bonne » pour [$NO3^-$] < 10 mg/l, « passable » pour [$NO3^-$] = 10 à 25 mg/l, « mauvaise » pour [$NO3^-$] = 25 à 50 mg/l et enfin « très mauvaise » pour [$NO3^-$] > 50 mg/l (ARS Nouvelle-Aquitaine, 2016).

Cet excès de nitrates peut être imputé en grande partie aux activités agricoles, car non seulement les effluents d'élevage sont riches en azote, mais il est aussi courant d'amender les sols en azote (N minéral ou organique). D'autre part, la production de ces fertilisants pollue aussi l'atmosphère qui par échanges/transferts pollue à son tour l'eau (Galloway *et al.*, 1995**).** Le phosphore (P) est un élément essentiel pour toutes les formes de vie. C'est un nutriment minéral. L'orthophosphate ($PO43^-$) est la seule forme de phosphore que les autotrophes peuvent assimiler. Il est donc lui aussi couramment apporté aux sols. Les estuaires, les eaux du plateau continental ainsi que les marais littoraux sont des zones de transition, où le P et le N en excès créent des problèmes (Correll, 1998). Les flux de phosphore total apportés par lessivage des rivières jusqu'aux océans ont triplé depuis l'époque de la pré-industrialisation (entre le XIIe et le XVIIIe siècle) à aujourd'hui (Delgado & Scalenghe, 2008).

Ces pollutions agricoles ont 2 origines, le marais en lui-même, à partir de ses terres agricoles cultivées et drainées, et le bassin versant. Le piégeage des sédiments par les zones humides est souvent cité comme un avantage pour la qualité de l'eau. Pourtant, l'apport de sédiments provenant du lessivage et de l'érosion des champs agricoles a le potentiel d'eutrophiser précocement les zones humides et donc de diminuer leur efficacité (Gleason & Euliss, 1998). La présence d'un bassin versant très cultivé diminue l'efficacité du marais dans la rétention des sédiments et la qualité de l'eau s'en voit impactée. C'est l'apport excessif de sédiments dû à l'érosion des terres agricoles sur le marais et dans le bassin versant qui est la principale source de pollution des eaux dans les zones humides (Baker, 1992). Concernant le bassin versant, il

est admis que les petits bassins présentent logiquement moins de surfaces agricoles et de zones urbaines, on a donc moins de lessivage d'azote et de phosphore, surtout en hiver. On a aussi une moins bonne oxygénation du marais durant l'été car les flux d'eau issus du bassin versant amont sont aussi plus réduits. A l'inverse avec les grands bassins versants, on a de gros apports de matière organique en été et des concentrations importantes d'azote lessivé en hiver (David *et al.,* 2020). Le produit du lessivage des sols agricoles se déverse par ruissellement directement dans les cours d'eau et zones humides en aval, les exposant à l'eutrophisation estivale. On dit que leur rendement écologique est affaibli. Mais le lessivage pénètre aussi dans les eaux souterraines des aquifères par infiltration et drainage (Ledoux *et al.*, 2007). L'apport en nitrates et autres éléments chimiques est plus important en hiver dû aux précipitations plus élevées à cette saison. En fait, de l'automne au début du printemps, l'augmentation des précipitations accentue l'hydrodynamisme, provoquant alors l'érosion et la remise en suspension des particules et sédiments. La présence de réseaux de drainage des parcelles agricoles amplifie le phénomène appelé « lixiviation » (Tounebize *et al.,* 2012). Enfin dans le cas du transfert de pesticides du champ aux cours d'eau, là aussi le phénomène est amplifié lors des fortes pluviométries, et plus particulièrement celles qui interviennent dans les 3 mois post-épandage des pesticides (Tournebize *et al.,* 2013).

e. Les conséquences pour le milieu aquatique

Les activités humaines contribuent au sur-enrichissement en nutriments des eaux réceptrices que sont les zones humides littorales. Les formes régulièrement en excès par lixiviation sont les nitrates et le phosphore. Les activités agricoles sont principalement en cause. Dans le bassin versant de la Seine Maritime par exemple, des études ont montré des lessivages d'azote de 13,3 kg par hectare cultivé et par an en agriculture bio et de 18,4 kg/ha/an en agriculture conventionnelle, soit un impact environnemental 30% plus important (Benoit *et al.,* 2015). Quoi qu'il en soit, les résultats sont : un apport de nutriments en excès, une production excessive d'autotrophes, en particulier de phytoplancton, d'algues et de cyanobactéries. Cette productivité élevée peut potentiellement entraîner, particulièrement en été, une hypoxie des canaux et fossés. Une faible teneur en oxygène dissous provoque la perte d'animaux aquatiques et la libération de nombreux éléments chimiques normalement liés aux sédiments du fond, y compris diverses formes de phosphore et d'azote. Cette libération accentue l'eutrophisation (Correll, 1998).

Tout d'abord, dans les bassins versants où l'agriculture est dominante, on a un excès de matière organique et minérale dans les sols et cours d'eau. Les grands bassins versants, dont le flux d'eau est plus important, transfèrent donc des flux d'éléments fertilisants et de matière organique aussi plus élevés. Ils favorisent alors le développement du phytoplancton dès le début de l'été et de ce fait, ils ralentissent le développement des algues et autres macrophytes (Savoye *et al.,* 2012). Or les macrophytes ont un rôle majeur de structuration et de complexification de l'habitat aquatique, elles favorisent donc la vie des diverses organismes vertébrés et invertébrés. Elles ont aussi la capacité d'atténuer la teneur en métaux lourds contenus dans l'eau. Par conséquent, les petits bassins versants favorisent les macrophytes visiblement bénéfiques. Pourtant certaines macrophytes ont un rôle plutôt négatif, comme dans le marais poitevin, les lentilles d'eau qui sont des macrophytes libres et flottantes. Elles recouvrent la surface de l'eau réduisant le rendement photosynthétique des végétaux se situant sous la surface comme les macrophytes submergées/enracinées et réduisant donc la production d'oxygène (Thomaz & Cunha, 2010). Le milieu devient hypoxique, la biodiversité diminue, la matière organique issue des individus morts s'accumule engendrant ainsi un phénomène d'eutrophisation dans les fossés et canaux du marais.

Les pesticides lessivés impactent aussi la qualité de l'eau et la vie dans le milieu aquatique. En fonction de l'échelle étudiée, de la parcelle au bassin versant, les concentrations en pesticides pulvérisés et donc par conséquent lessivés sont très variables, pouvant varier d'un facteur 100. Là aussi le phénomène est amplifié avec la pratique du drainage souterrain des parcelles, surtout lorsque ce drainage n'est pas maîtrisé entièrement et notamment, lorsque des zones de rétention et d'épuration ne sont pas mises en place en sortie de drain. C'est d'ailleurs aussi valable pour les engrais (Tournebize *et al.*, 2013). Les effets sur la biodiversité aquatique sont importants. Des études réalisées en Europe (en France et en Allemagne), mais aussi en Australie ont démontré une perte de richesse spécifique aquatique pouvant atteindre 42% dans ces 2 régions du monde (Beketov *et al.*, 2013). La richesse fonctionnelle est donc aussi impactée, le rendement écologique est défaillant et la qualité des eaux s'en ressent. Parmi ces traitements, les sulfates (SO42-) sont très répandus dans la lutte contre les maladies fongiques. Cette molécule contribue elle aussi grandement à l'eutrophisation des cours d'eau (Lucassen *et al.*, 2004).

4. Bilan et perspectives d'amélioration de la qualité de l'eau issue des activités agricoles

Depuis les années 1950, l'agriculture est en mutation. La recherche de rentabilité a poussé de nombreux agriculteurs à avoir recours aux engrais chimiques de synthèse (NPK), ainsi qu'aux pesticides. Ces molécules chimiques se retrouvent alors dans les sols et l'eau et sont la cause de nombreux problèmes environnementaux. Les effets des pollutions agricoles sur la qualité et la biodiversité des cours d'eau sont particulièrement vrais dans les marais littoraux du fait de l'omniprésence d'eau, de leurs origines diverses et parce que la biodiversité y est riche. Bien évidemment, les communautés d'invertébrés sont fortement impactées par la contamination à ces molécules chimiques, mais par phénomène de bioaccumulation ces impacts peuvent se faire ressentir en remontant assez loin dans les réseaux trophiques. Ainsi, les poissons, mammifères et oiseaux ne sont pas épargnés (Mahmood *et al.*, 2016). De plus, les eaux du marais desséché ont un faible débit, cet excès d'éléments nutritifs conduit alors régulièrement à l'eutrophisation et à l'hypoxie des eaux du marais. Il est important de noter que la pluviométrie joue un rôle important dans tous ces lessivages de produits chimiques, les facteurs climatique et pluviométrique sont très influents.

Des directives européennes telles que la DCE (directive cadre sur l'eau) où encore la directive « nitrates », tendent à améliorer la situation. Cependant, il reste du chemin à parcourir pour réellement inverser la tendance. Des études dans les marais de la Seine Maritime, où le bassin versant à une forte dominance agricole, montrent que les concentrations en phosphate et ammonium ont diminué peu à peu ces 20 dernières années. Cela semble montrer une amélioration, pourtant le taux de nitrates a augmenté de 150% depuis les années 1980, la tendance à la baisse n'est que très récente (Romero *et al.*, 2016). Il en est de même pour les molécules de pesticides. C'est pourquoi, de nombreux chercheurs travaillent sur des solutions. Pour améliorer l'hydrodynamisme, David *et al.* (2020) préconisent un réapprovisionnement du marais en eau douce afin d'éviter, ou du moins limiter l'eutrophisation estivale des canaux et fossés. Il est également possible de réaliser des curages des fossés afin de retirer l'excédent de matière organique, d'alluvions et pour permettre une meilleure circulation de l'eau. Pour ce qui est de limiter les pollutions agricoles, Tournebize *et al.* (2012), eux, ont mis à l'essai des zones tampons humides artificielles (ZTHA) en sortie des drains de parcelles. Il s'agit d'une zone réceptacle dans le paysage, en position tampon entre les parcelles agricoles et le cours d'eau. En interceptant les flux d'eau chargés en polluants agricoles, la ZTHA favorise leur épuration en impliquant des processus naturels d'adsorption. Un tel ouvrage permettrait une rétention de

15 à 41% des pesticides (Blankenberg *et al.*, 2007). Au même titre, l'installation d'une zone forestière/riparienne permet de filtrer ces effluents. C'est sur ce mécanisme que Messeinger *et al.* (1991) se sont basés pour expérimenter un couvert végétal des parcelles pendant les périodes de cultures mais surtout en inter-cultures. Cette méthode culturale permet de fixer les éléments nutritifs dans les plantes du couvert végétal et donc de limiter le lessivage mais aussi l'érosion du sol. Cette technique permet une réduction de la contamination des eaux par lixiviation. Par exemple, un couvert de Fabacées (légumineuses) peut réduire de 24% les lessivages, dont 6% de [NO3]. Un couvert de Brassicacées (par opposition, les non légumineuses) peut réduire jusqu'à 80% les lessivages azotés ainsi que les concentrations en NO3 et enfin, un enherbement peut réduire de 60% le lessivage (dont -50% de [NO3]) durant les précipitations.

Enfin, la meilleure façon de réduire la pollution agricole (et par conséquent la dégradation du milieu aquatique) reste l'action visant la réduction des pressions, notamment la réduction de l'emploi des molécules chimiques. La reconnexion de l'agriculture biologique avec l'élevage permet une consommation locale de production fourragère de légumineuses mais surtout, cette polyculture-élevage semble être une bonne solution pour diminuer les rejets agricoles, et d'autant plus en agriculture biologique (Benoit *et al.*, 2015). On constate que les systèmes conventionnels basés sur une courte rotation des cultures et qui nécessitent une fertilisation chimique régulière, ne peuvent pas répondre aux normes actuelles de qualité de l'eau. Les systèmes en agriculture biologique, avec une rotation des cultures longue et diversifiée, peuvent réduire de moitié les pertes d'azote dans les eaux de surface. Par exemple, la polyculture-élevage couplée à des pratiques culturales bio présentent près de 50% de rejet azotés en moins comparé à l'agriculture conventionnelle (Garnier *et al.*, 2016). La polyculture-élevage, le recours au fumier, une rotation des cultures plus longue permettent ainsi le cycle complet de la matière. D'une part, l'enrichissement du sol se fait de manière naturelle, certes moins rapide, mais permettant une meilleure captation des nutriments par les plantes et une réduction des lessivages. D'autre part cette méthode culturale permet l'absence totale ou partielle de l'utilisation de fertilisants d'origines exogènes et de minéraux trop facilement exploitables par les plantes et causant de nombreux problèmes dans les cours d'eau.

Pour conclure, les marais littoraux sont des écosystèmes faisant face à des variations de conditions du milieu très importantes. En fonction de la saison, les niveaux d'eau, la température et la luminosité fluctuent fortement. Les modalités de gestion hydraulique, par l'homme, de ces milieux ont également un effet important sur ces écosystèmes. Ce sont ces facteurs qui, lorsqu'ils sont couplés aux excès de nutriments issus des pollutions agricoles, mettent en danger la biodiversité du marais en dégradant la qualité de l'eau. Il sera donc important de continuer les recherches sur ces écosystèmes afin d'en approfondir la connaissance et de mieux les préserver. Les conséquences des pollutions agricoles peuvent aussi se ressentir plus en aval, dans l'océan, et notamment sur la pêche et la conchyliculture.

Références bibliographiques :

Anderson B.S., Phillips B.M., Hunt J.W., Worcester K., Adams M., Kapellas N. & Tjeerdema R.S. 2006. Evidence of pesticide impacts in the Santa maria river watershed, California, USA. Environmental Toxicology and Chemistry 25: 1160-1170.

ARS Nouvelle-Aquitaine. 2016. Qualité des eaux distribuées dans les Landes: bilan. Agence régionale de Nouvelle-Aquitaine, délégation départementale des Landes.

Baker L.A. 1992. Introduction to nonpoint source pollution in the United States and prospects for wetland use. Ecological Engineering 1: 1–26.

Beketov M.A., Kefford B.J., Schafer R.B. & Liess M. 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. Proceedings of the National Academy of Sciences 110: 11039–11043.

Benoit M., Garnier J., Billen G., Tournebize J., Gréhan E. & Mary B. 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). Agriculture, Ecosystems & Environment 213: 131–141.

Blankenberg A.G.B., Haarstad K. & Braskerud B. 2007. Pesticide retention in an experimental wetland treating non-point source pollution from agricultural runoff. Water Science & Technology 55: 37-44.

Butet A. & Leroux A.B.A. 2001. Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. Biological Conservation 100: 289–295.

Claeys D., Van Dyck C., Verstraeten G. & Segers Y. 2019. The importance of the Great War compared to long-term developments in restructuring the rural landscape in Flanders (Belgium). Applied Geography 111, article 102063.

Correll D.L. 1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. Journal of environmental quality 27: 261–266.

David V., Tortajada S., Savoye N., Breret M., Lachaussée N., Philippine O., Robin F.X. & Dupuy C. 2020. Impact of human activities on the spatio-seasonal dynamics of plankton diversity in drained marshes and consequences on eutrophication. Water Research 170, article 115287.

Delgado A. & Scalenghe R. 2008. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 171: 552–575.

Dodds W.K. & Whiles M.R. 2020. Chapter 14 - Nitrogen, Sulfur, Phosphorus, and Other Nutrients. In: *Freshwater Ecology* (*eds.*: Dodds W.K. & Whiles M.R.). Elsevier Inc., 395–424.

Galloway J.N., Schlesinger W.H., Levy II H., Michaels A. & Schnoor J.L. 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. Global Biogeochemical Cycles 9: 235-252.

Garnier J., Anglade J., Benoit M., Billen G., Puech T., Ramarson A., Passy P., Silvestre M., Lassaletta L., Trommenschlager J.M., Schott C. & Tallec G. 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. Environmental Science & Policy 63: 76–90.

Gleason R.A. & Euliss N.H. 1998. Sedimentation of Prairie Wetlands. Great Plains Research 8: 97-112.

Graviou P. 2013. Le littoral, vitrine du patrimoine géologique. Géosciences, BRGM : 98-105.

Laffaille P., Baisez A., Rigaud C. & Feunteun E. 2004. Habitat preferences of different European eel size classes in a reclaimed marsh: A contribution to species and ecosystem conservation. Wetlands 24: 642–651.

Ledoux E., Gomez E., Monget J.M., Viavattene C., Viennot P., Ducharne A., Benoit M., Mignolet C., Schott C. & Mary B. 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS–MODCOU modelling chain. Science of The Total Environment 375: 33–47.

Lucassen E., Smolders A.J.P, Van de Crommenacker J. & Roelofs J.G.M. 2004. Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. Archiv für Hydrobiologie 160: 117-131.

Mahmood I., Imadi S.R., Shazadi K., Gul A. & Hakeem K.R. 2016. Effects of Pesticides on Environment. In : *Implications in Crop Science* (*eds.*: Hakeem K.R., Akhtar M.S., Abdullah S.N.A.). Springer International Publishing, Champ, 253–269.

Masclaux H., Tortajada S., Philippine O., Robin F.X. & Dupuy C. 2015. Planktonic food web structure and dynamic in freshwater marshes after a lock closing in early spring. Aquatic Sciences 77: 115-128.

McClelland J. & Valiela I. 1998. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. Marine Ecology Progress Series 168: 259–271.

Meeus J.H.A. 1993. The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. Science of The Total Environment 129: 171–190.

Meisinger J.J., Hargrove W.L., Mikkelsen R.L., Williams J.R., Benson V.W. 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. Groundwater impacts 57.

Mongruel R., Prou J., Ballé-Béganton J., Lample M., Vanhoutte-Brunier A., Réthoret H., Agúndez J.A.P., Vernier F., Bordenave P. & Bacher C. 2011. Modeling Soft Institutional Change and the Improvement of Freshwater Governance in the Coastal Zone. Ecology and Society 16.

Olesen J.E. & Bindi M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. European Journal of Agronomy 16: 239–262.

Romero E., Le Gendre R., Garnier J., Billen G., Fisson C., Silvestre M. & Riou P. 2016. Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring. Environmental Science & Policy 58: 141–154.

Savoye N, Aminot A., Tréguer P., Fontugne M., Naulet N. & Kérouel R. 2003. Dynamics of particulate organic matter d15N and d13C during spring phytoplankton blooms in a macrotidal ecosystem (Bay of Seine, France). Marine Ecology Progress Series 255: 27-41.

Savoye N., David V., Morisseau F., Etcheber H., Abril G., Billy I., Charlier K., Oggian G., Derriennic H. & Sautour B. 2012. Origin and composition of particulate organic matter in a macrotidal turbid estuary: The Gironde Estuary, France. Estuarine, Coastal and Shelf Science 108: 16–28.

Sivan D., Greenbaum N., Cohen-Seffer R., Sisma-Ventura G. & Almogi-Labin A. 2011. The origin and disappearance of the late Pleistocene–early Holocene short-lived coastal wetlands along the Carmel coast, Israel. Quaternary research 76 : 83–92.

Thomaz S.M. & Cunha E.R. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: Methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia 22: 218-236.

Tortajada S., David V., Brahmia A., Dupuy C., Laniesse T., Parinet B., Pouget F., Rousseau F., Simon-Bouhet B. & Robin F.X. 2011. Variability of fresh- and salt-water marshes characteristics on the west coast of France: A spatio-temporal assessment. Water Research 45: 4152–4168.

Tournebize J., Gramaglia C., Birmant F., Bouarfa S., Chaumont C. & Vincent B. 2012. Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality. Irrigation and Drainage 61: 75–86.

Tournebize J., Passeport E., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A. & Vincent B. 2013. Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. Ecological Engineering 56: 51–59.

Wheater H.S., Beck M.B. 1995. Modelling upland stream water quality: process identification and prediction uncertainty. In: *Solute modelling in catchment system* (*ed.* Trugdill S.T.). Wiley, Chichester, 305-324.