

Réserve Naturelle BAIE DE SAINT-BRIEUC



***Synthèse des connaissances de l'impact des marées vertes
sur les écosystèmes de fond de baie de Saint-Brieuc.***

*mise à jour
août 2023*

Sommaire

1- Introduction	5
2- Les flux en baie de Saint-Brieuc	9
11- Azote	11
12- Phosphore	11
3. Le phénomène des marées vertes	13
4- Impacts écologique des marées vertes	19
4.1- Les impacts sur la qualité de l'air	21
4.2- Les impacts sur le schorre	21
4.3- Les impacts sur la macrofaune benthique	23
4.4- Les impacts sur l'ichtyofaune	25
4.5- Les impacts sur l'avifaune	26
5- Etat de conservation des habitats	29
5.1- Qualité biologique de l'estran	31
5.2- Etat de conservation de l'estuaire du Gouessant	32
5.3- Techniques de ramassage des algues vertes et leurs impacts sur les écosystèmes	34
6- Bibliographie	37



1

Introduction



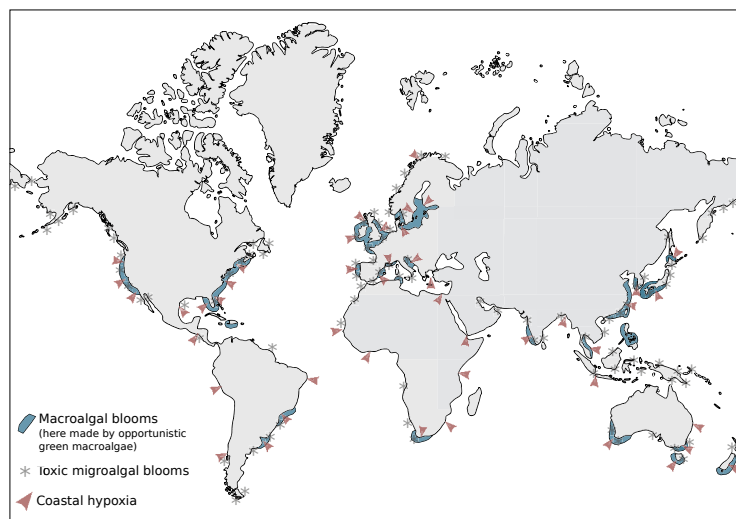


Fig. 1- Répartition mondiale des blooms de macroalgues vertes opportuniste (i.e. marées vertes ; zones de couleur turquoise), microalgues toxiques (astérisques) et d'hypoxie côtière (flèches). Les informations présentées ici sont issues de plusieurs cartes publiées dans les articles suivants : Anderson *et al.* (2015), Ye *et al.* (2011), Diaz et Rosenberg (2008), Korpainen et Bonsdorff (2015), synthétisé par Quillien, 2016.



Introduction

Naturellement présents dans les écosystèmes aquatiques, les nutriments (azote, phosphore principalement) sont indispensables au développement de nombreuses communautés algales. Ce sont les flux en excès (principalement en azote ou phosphore) et les déséquilibres entre ces apports qui sont responsables des phénomènes d'eutrophisation qui perturbent l'état écologique des rivières, des plans d'eau, des estuaires et des eaux côtières.

En eaux douces, on observe principalement deux phénomènes : les blooms de cyanobactéries et des proliférations de certaines plantes. Sur le littoral, la manifestation la plus visible de ce dérèglement local consiste en une prolifération saisonnière massive d'Ulve, taxon particulièrement adapté à l'arrivée de ces flux en excès. On peut observer de proliférations d'algues vertes du genre *Ulva* (marées vertes), blooms de microalgues *Phaeocystis* ou eaux colorées estivales à noctiluques (Menesguen, 2003).

La Bretagne a connu depuis les années 70 un développement extrêmement important de sa production agricole. Ce développement a induit une augmentation significative de l'utilisation des intrants et une intensification des modes de production. Le déséquilibre global entre les apports aux cultures et leurs besoins est aujourd'hui bien documenté (Merceron, 1999). L'eutrophisation des eaux se manifeste sous plusieurs formes en Bretagne depuis cette époque : d'une part, des proliférations de cyanobactéries dans les eaux douces, d'autre part, des marées vertes et des proliférations de phytoplancton toxique sur le littoral. Un peu plus d'une cinquantaine d'estrans sableux et d'une trentaine de vasières estuariennes sont impactées en Bretagne chaque année par ces proliférations (Merceron *et al.*, 2007; Perrot *et al.*, 2014).

On dispose d'assez peu d'étude sur les conséquences écologiques des marées vertes sur la structure et le fonctionnement d'écosystèmes sédimentaires. La plupart des études ont été conduites dans des environnements abrités, micro- ou atidaux. Cette problématique est restée presque inexplorée jusqu'aux années 2010-2015, dans des écosystèmes plus dynamiques (systèmes ouverts et macrotidaux) en raison des difficultés de mise en place d'échantillonnage et de détection des effets de stress d'origine anthropique, inhérentes à la variabilité de ces systèmes.



2

Les flux en baie de Saint-brieuc



Réserve Naturelle Nationale de la Baie de Saint-Brieuc

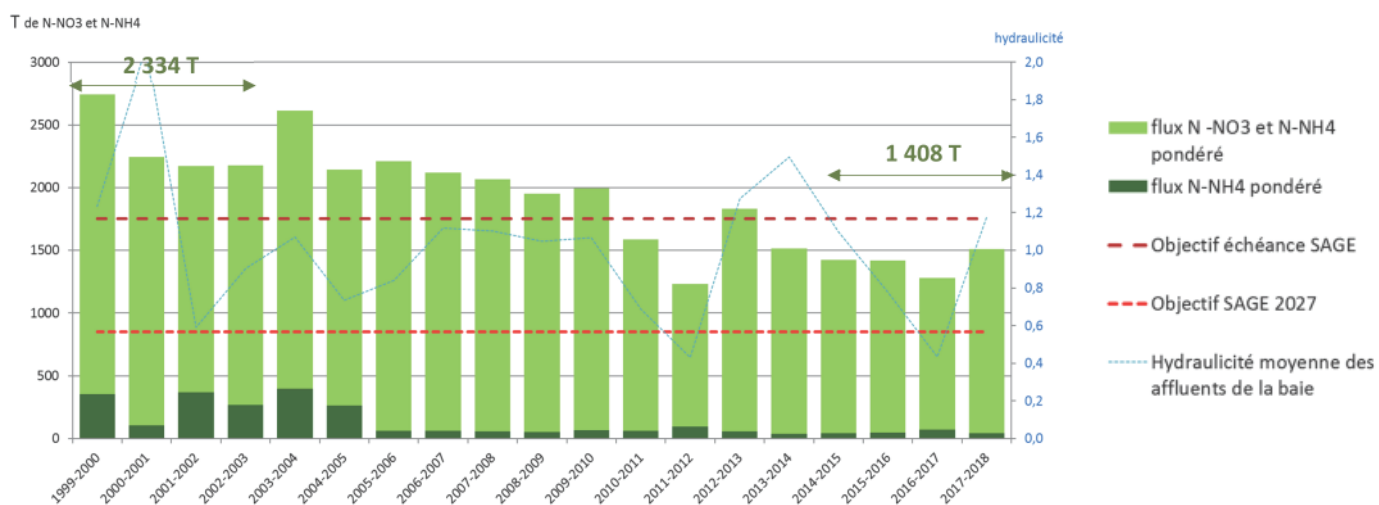


Fig. 2- Evolution du flux annuel d'azote total (N-NO₃ + N- NH₄) par année hydrologique depuis 1999.

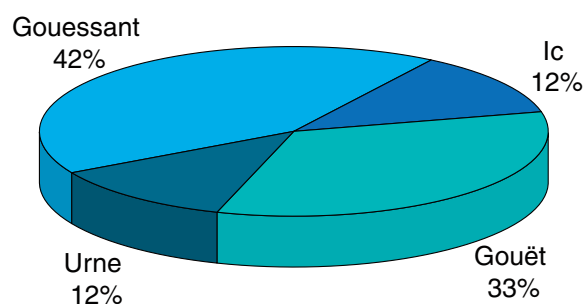


Fig. 3- Contribution des cours d'eau en flux annuel d'azote total (N-NO₃ + N- NH₄) moyenne de 1996 à 2017

2.1 L'azote

L'agriculture apporte l'essentiel des sels nutritifs inorganiques dissous (en particulier les nitrates) par l'intermédiaire des cours d'eau. Si la concentration de nitrates des cours d'eau évolue selon les saisons et d'une année sur l'autre en fonction des variations climatiques, la tendance est faiblement à la baisse. Cette variabilité des concentrations est renforcée par l'existence d'un phénomène de prolifération phytoplanctonique (cyanobactéries et diatomées) dans les retenues d'eau (Saint-Barthélémy et bassin du port du Légué, plan d'eau de Pont-Rolland) qui varie selon les conditions climatiques inter annuelles et contribue à l'abattement des concentrations d'azote. Les apports de nitrates constituent en moyenne 75 % à 90 % des apports d'azote total à l'exutoire des bassins versants de la baie de Saint-Brieuc.

Les flux totaux d'azote déversé en baie de Saint-Brieuc (figure n° 2) varient entre 546T/an (en 2011/2012) à 4769 T/an (en 2000). Les flux de nitrate suivent les variations des précipitations. Le Gouessant est le cours d'eau qui présente les concentrations en nitrates les plus élevées et les flux horaires généralement les plus grands du fait de l'existence sur le bassin versant d'importantes industries agroalimentaires et de la pratique de l'élevage intensif et des cultures liées. Le Gouessant contribue à 42% des apports d'azote en baie de Saint-Brieuc (moyenne de 1996 à 2017, figure n° 3).

Cependant, comme le Gouët a un débit plus important que celui du Gouessant, il arrive que le flux horaire soit plus important pour le Gouët même si la teneur en nitrates y est plus faible. Ces deux cours d'eau apportent 75% des flux annuels d'azote en baie de Saint-Brieuc. Depuis 2000, on a une tendance à la baisse des teneurs en nitrates, que l'on peut lier à l'évolution de la réglementation, aux programmes de maîtrise des pollutions agricoles, aux programmes de bassins versants (en place depuis 1996 sur le Gouët et le Haut-Gouessant) et aux plans de lutte algues vertes. L'objectif du SAGE est de réduire les flux de nitrates en baie au minimum de 30% soit 1750 T/an à échéance 2021 et de 60% soit 850T/an à horizon 2027.

2.2 Phosphore

Les apports de phosphates constituent en moyenne 70 % des apports de phosphore total. Le phosphore possède une forte potentialité à être stocké dans les sédiments à la fois fluviaux et littoraux. Les retenues jouent ainsi un rôle de piège à phosphore. Le stock sédimentaire de phosphore de la baie a été évalué à environ 11 000 tonnes de phosphore total (Dion et Gentien, 1988).

Les phosphates présents dans les eaux douces proviennent aujourd'hui essentiellement de l'agriculture puisque les apports domestiques diminuent (réduction des phosphates dans les détergents et les stations d'épuration domestiques et industrielles de la baie sont munies d'une unité de déphosphatation). Lors des crues, ils peuvent également résulter de la remise en suspension des sédiments déposés dans le lit des cours d'eau où ils sont stockés en grande quantité. Pour l'ensemble des cours d'eau, on observe une diminution des teneurs en phosphates (Lagarde, 2002).



3

Le phénomène des marées vertes





Fig. 4- Répartition mondiale des principaux sites d'eutrophisation marine.(Merceron, 2018)

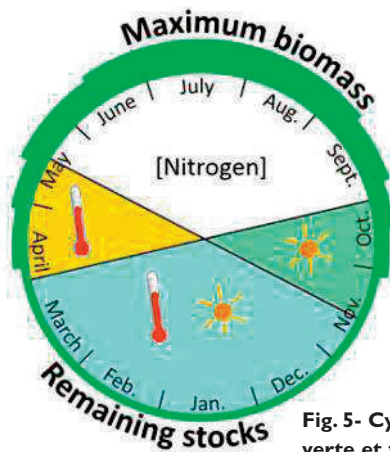
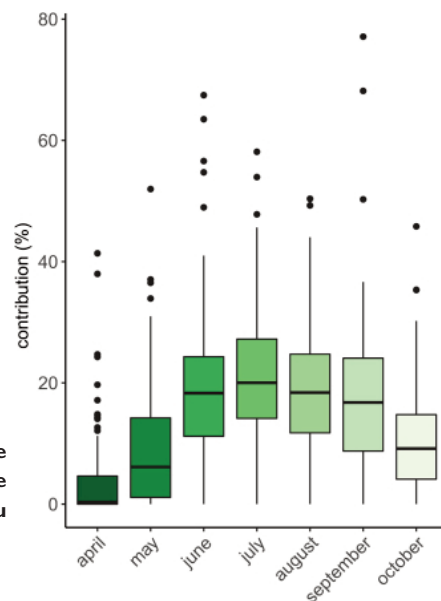


Fig. 5- Cycle de developement des algues verte et fcteurs limitant leurs croissances (température, ensoleillement, azote), d'après CEVA, 1998.

Fig. 6- Contribution mensuelle (%) de la surface d'*Ulva* estimée d'avril à octobre sur la surface cumulée annuelle sur la côte bretonne à partir du suivi des huit baies sableuses (Louis et al., 2023).



Les mécanismes responsables de la prolifération des algues vertes sont bien connus depuis au moins une trentaine d'années. En France, les travaux qui font référence dans ce domaine remontent à la fin des années 80 ou au début des années 90 (Merceron, 1999).

Les sels nutritifs, s'ils sont présents en trop forte concentration dans les eaux marines littorales, vont favoriser l'apparition du phénomène des marées vertes, c'est à dire la prolifération massive d'algues vertes pélagiques sur le littoral (essentiellement des espèces *Ulva armoricana* sur l'ensemble de la Bretagne et *Ulva rotundata* uniquement en Bretagne sud). On peut observer également le développement de macroalgues tubulaires et filamenteuses majoritairement accrochées au substrat (comprenant *Ulva compressa*, *Ulva ramulosa*, *Chaetomorpha spp.* et *Cladophora spp.*). Ces proliférations peuvent s'établir de façon distincte ou conjointe dans deux types de systèmes affectés par les marées vertes, les estrans sableux et les vasières estuariennes.

Il est probable que, de tout temps, des proliférations limitées de macroalgues vertes se soient produites en été sur certains sites favorables, mais l'absence des documents historiques sur le sujet rend quasiment impossible l'établissement d'une cartographie des proliférations existantes au début du 20^{ème} siècle (Menesguen, 2003). Ponctuellement des proliférations d'algues brunes filamenteuse (de type *Pylaiella*) sont documenté comme par exemple en baie de Saint-Brieuc grâce à des photographies aériennes effectuées en 1925-1927. Depuis les années 50 en revanche, les survols photographiques répétés de l'IGN permettent de retracer de façon continue l'histoire récente de l'envahissement de certains sites. Piriou *et al.*, (1991) ont ainsi pu mettre en évidence une colonisation croissante des plages du sud de la baie de Saint-Brieuc depuis 1952. C'est à partir de 1972 que la prolifération des algues a atteint un niveau critique, créant des gênes pour les riverains. Depuis les années 80, ce sont des milliers de tonnes d'algues vertes qui envahissent le littoral chaque année et nécessitent des travaux considérables et répétés de ramassage et de nettoyage des sites touristiques, à la charge des collectivités (communes, communauté de commune ou d'agglomération).

Dans la baie de Saint-Brieuc, toutes les conditions sont réunies pour que les ulves se multiplient dans la masse d'eau et s'échouent sur l'estran. En effet, la conjugaison de plusieurs facteurs est nécessaire à la croissance de ces algues. Ce sont :

- le facteur anthropique :

Les cours d'eau se jetant dans la baie de Saint-Brieuc apportent d'importantes quantités de matières nutritives au milieu marin aussi bien sous forme soluble que sous forme de particules en suspension. Ces nutriments ont une origine anthropique agricole, domestique ou industrielle. Les algues vertes ont besoin des formes assimilables de l'azote et du phosphore (nitrates ou ammonium et phosphore soluble) pour leur croissance.

Les modélisations de production d'ulves menées en baie de Saint-Brieuc (Menesguen, 1998) montrent que le principal facteur limitant est l'apport d'azote. Le suivi scientifique pluriannuel d'un site très touché comme le sud de la baie de Saint-Brieuc a en effet révélé d'importantes fluctuations de la biomasse maximale atteinte en début d'été (Menesguen et Piriou, 1995) : entre des années à forte marée verte (1986, 1992, 2008, 2009, 2017, 2019, 2021) peuvent s'intercaler des années à faible prolifération (1989, 1990, 2003, 2006, 2010,



2011, 2012, 2022). L'examen des données météorologiques correspondantes a permis de constater que, sur ce site, la prolifération était d'autant plus intense que la pluviométrie printanière était forte, et que le lessivage important des terres agricoles conduisait à une arrivée sur l'estran de forts débits d'eaux riches en nutriments, au moment où la demande des ulves en croissance était maximale.

- le facteur climatique :

Un bon éclaircissement et des températures de l'eau élevées participent au déclenchement de la multiplication des ulves. Les précipitations printanières provoquent un lessivage des sols à l'origine de flux azotés importants. La croissance des ulves a donc lieu principalement d'avril à septembre, avec l'accroissement de l'éclaircissement et des températures.

- le facteur morphologique :

Le fond de baie est caractérisé par un vaste estran sableux peu profond et de faible pente. La faible hauteur d'eau favorise l'activité photosynthétique des algues vertes. La faible pente contribue à une faible vitesse d'écoulement. Ainsi, les algues s'échouant à marée montante ne sont pas reprises lors de la marée descendante. Enfin, l'estran présente quelques reliefs qui constituent des pièges pour les algues.

- le facteur hydrodynamique :

Le fond de la baie de Saint-Brieuc constitue une zone abritée où les algues vertes peuvent facilement s'installer. À l'abri des tempêtes, il y a peu de dispersion hivernale du stock résiduel, pouvant induire un développement précoce des algues au printemps. Les courants marins y sont de faible intensité, ce qui a pour conséquence de limiter la dilution des éléments nutritifs apportés par les cours d'eau et de favoriser l'immobilité de la masse d'eau. La multiplication des algues vertes dans la colonne d'eau se trouve donc accrue. Menesguen et Salomon (1988) ont montré par modélisation mathématique que le confinement des algues en suspension dans l'eau pouvait se produire dans les zones où la circulation résiduelle de marée, c'est-à-dire la circulation nette au bout d'une période de marée, était quasi-nulle en raison de la topographie du fond. Chaque année, les lieux d'implantation des algues vertes ainsi que leur nombre varient en fonction du déplacement des filières des cours d'eau que reçoit la baie mais aussi de la direction de la houle. Le taux maximum de recouvrement de l'estran par les algues vertes est de 25 % pour l'anse de Morieux (soit 208 ha) contre 11 % (soit 122 ha) pour l'anse d'Yffiniac (données CEVA-Prolittoral). Au printemps, la prolifération des algues vertes est initiée par un reliquat de la marée verte précédente ayant subsisté pendant l'hiver et par un "stock" important de nutriments disponibles (Dion, 1999).

De 2003 à 2020, la surface cumulée annuelle du tapis d'algues était en moyenne de 2422 ± 835 ha dans les huit baies sableuses de Bretagne, avec une valeur minimale de 1302 ha en 2013 et une valeur maximale de 3816 en 2008 (figure n° 6). La baie de Saint-Brieuc (fond de baie et site de Biniac) représente 55 ± 12 % des échouages. La superficie cumulée annuelle en Baie de Saint-Brieuc était en moyenne de 1370 ± 634 ha de 2003 à 2020 (soit 45% de la surface de l'estran), et a atteint jusqu'à 2583 ha en 2019 (soit 86% de l'estran). L'année 2013 a présenté la valeur minimale de 486 ha, résultat de la diminution significative des échouages observée de 2008 à 2013 dans la baie de Saint-Brieuc (Louis *et al.*, 2023).



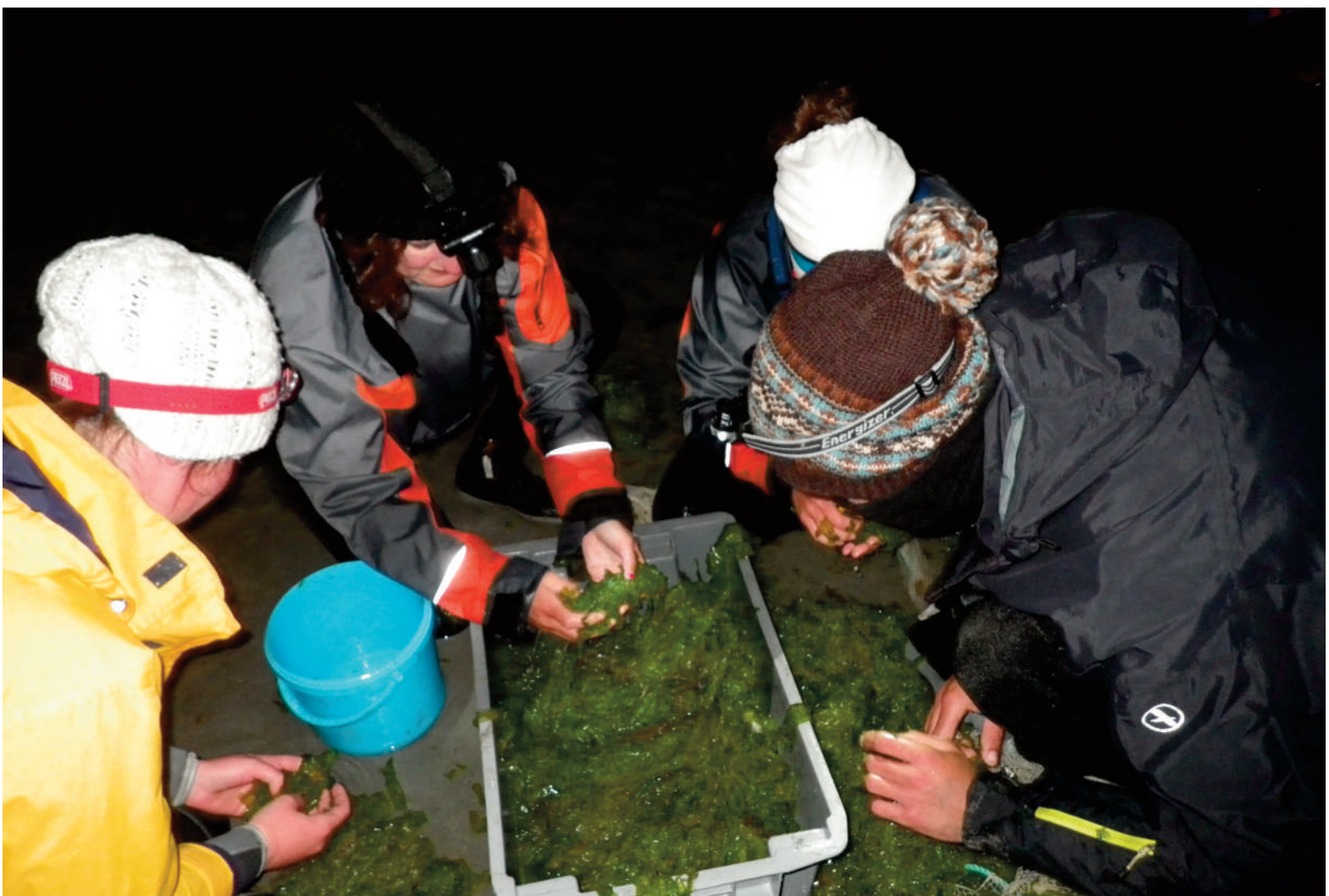
La baie de Saint-Brieuc a présenté les flux les plus élevés en avril (moyenne = $151\,505 \pm 71\,484$ kgN par mois). La baie de Brieuc est également caractérisée par le stock résiduel d'algues le plus important (moyenne = $143,59 \pm 94,89$ ha) et une houle relativement faible durant l'hiver (moyenne de Hs = $0,45 \pm 0,04$ m).

Le renouvellement de la marée verte au printemps semble être corrélé à la prolifération d'Ulva de l'automne précédent, en particulier dans les baies peu exposées à la houle comme en baie de Saint-Brieuc (Louis *et al.*, 2023). Le stock résiduel, défini comme les fragments d'Ulva maintenus dans des conditions saines pendant la saison hivernale, semble dépendre fortement des flux d'azote de fin d'été ou d'automne.



4

Les impacts écologiques des marées vertes





Le développement des algues vertes est une conséquence de l'excès d'apport de nutriment. Elle concurrence efficacement la production primaire phytoplanctonique et limite l'eutrophisation de l'espace intertidal, malgré les apports terrigènes. La baie de Saint-Brieuc est dans une situation de baie oligotrophe de type océanique, avec une faible productivité et présentant une grande inertie d'évolution à moyen et long terme. La productivité de l'estran est comparable en baie de Saint-Brieuc touchée par les marées vertes, à celle de la baie du Mont-Saint-michel où le phénomène est absent (Ponsero *et al.*, 2009b, Sturbois *et al.*, 2022 ; Solsona, 2022). Néanmoins l'accumulation des algues dans les secteurs d'échouages peut avoir des conséquences écologiques qui restent difficiles à établir.

4.1 Les impacts sur la qualité de l'air

Les marées vertes sont à l'évidence préjudiciables aux activités humaines et sont des contraintes économiques pour les communes affectées, même si l'impact est relativement limité sur la fréquentation touristique, en particulier sur les côtes de la Manche (Thao Khamsing *et al.*, 2017). Les algues des dépôts de haut de plage, non-reprises par la mer lors de marées d'amplitude décroissante, meurent en séchant en surface et en se décomposant en anaérobiose sous la croûte superficielle, générant ainsi des jus noirâtres et des dégagements nauséabonds provoquant des nuisances pour les populations riveraines, et surtout potentiellement dangereuses pour les personnes et les animaux à proximité. Il a pu notamment être identifié du méthane (CH₄), de l'ammoniac (NH₃), des oxydes d'azote (NO_x), du sulfure d'hydrogène (H₂S). Il peut se former également des molécules plus complexes associant carbone, hydrogène et soufre comme le méthanthiol (CH₃SH). Plusieurs composés soufrés produisent des odeurs de putréfaction qui les font confondre avec le sulfure d'hydrogène. Les observations récentes montrent que les algues non ramassées accumulées sur les plages dégagent notamment du sulfure d'hydrogène. Il semble que sa libération (passage dans l'air ambiant) ne soit pas continue mais que ce gaz puisse former des poches qui libèrent, à leur rupture, de fortes concentrations d'hydrogène sulfuré (Aurousseau *et al.*, 2009). C'est ce phénomène qui a provoqué la mort de 36 sangliers au cours du mois de juillet 2011 dans l'estuaire du Gouessant (INERIS, 2011), et qui dégrade la qualité sanitaire sur certaines zones de haut estran.

4.2 Les impacts sur le schorre

Les prés-salés ou marais salés constituent l'un des habitats naturels les plus limités de la planète, couvrant au total une surface inférieure à 0,01 % de la surface du globe. Ils jouent un rôle d'épurateur des eaux. L'activité bactérienne intense et les végétaux jouent un rôle de recyclage de la matière organique. Les éléments sont fixés par les particules fines des sédiments. Une partie est dégradée et assimilée par les végétaux, l'autre partie est stockée. En particulier ils piègent l'azote. Nelson et Zavaleta (2012) ont montré que cette fonction n'est pas saturée par les apports annuels élevés en azote provenant de l'agriculture.

Les ulves peuvent recouvrir partiellement les prés-salés dès le printemps, essentiellement sur le front de progression. Les algues constitueraient une pellicule suffisamment épaisse pour empêcher la lumière de pénétrer et donc limiter l'activité photosynthétique de la végétation en pleine période de croissance. En cas d'échouage massif, les algues limiteraient donc l'extension des prés-salés. L'augmentation des apports en nutriments peut modifier la physionomie de la végétation (Cardoni *et al.*, 2011).



Contrairement aux craintes exprimées par Géhu (1979) de l'impact des marées vertes sur la conservation des prés-salés de l'anse d'Yffiniac, aucune incidence négative n'a pour le moment été observée quant à la déstructuration de la zonation des végétations du pré-salé, notamment sur les salicorniales annuelles des bas niveaux (Bioret *et al.*, 2017).



En condition d'échouage massif sur les prés-salés (non observé en Baie de Saint-Brieuc) la drégradation des algues par des bactéries aérobies entraînant une consommation en oxygène importante et la production de composés sulfurés pourrait conduire à une diminution de la biodiversité du marais maritime, le marais salés ne pouvant plus jouer son rôle épurateur, et favorise ainsi l'arrivée d'autres polluants au milieu marin.

4.3 Les impacts sur la macrofaune benthique

La plupart des études visant à déterminer les effets des marées vertes sur la structure et le fonctionnement d'écosystèmes sédimentaires ont été conduites dans des environnements abrités, dans des systèmes micro- ou atidaux, ou ont consisté en des expérimentations semi-contrôlées. Cette question est longtemps restée inexplorée dans les écosystèmes macrotidaux dynamique, en raison des difficultés de mise en place d'expérimentation ou d'échantillonnage inhérentes à la variabilité de ces systèmes. De plus, la détection des effets d'un stress d'origine anthropique sur la structure et le fonctionnement d'un écosystème dynamique est particulièrement complexe (Quillien, 2016). Dans de nombreux écosystèmes côtiers, les multiples sources de perturbations, naturelles et anthropiques, sont souvent mêlées (Whomersley *et al.*, 2010) ce qui rend la distinction de leur contribution respective difficile (Harris, 2012). En Baie de Saint-Brieuc, Sturbois *et al.*, 2021 confirme la complexité de dissocier les facteurs de changement dans les zones les plus dynamiques.

Globalement, à l'échelle de la région Bretagne, les communautés benthiques de plages macrotidales peuvent être modifiées significativement par la présence de marées vertes. Ces impacts sont différents en fonction du régime hydrosédimentaire et des compartiments biologiques. Ainsi la faune benthique du médiolittoral inférieur des plages exposées apparaît comme étant le système le plus affecté par la présence de fortes biomasses d'ulves (Quillien *et al.*, 2015b).

Du point de vue fonctionnelle, la présence de biomasse élevée d'algues peuvent traduire par un changement de la structure des communautés au cours du temps. Ainsi, plusieurs études ont mis en évidence une augmentation de l'abondance des gastéropodes et des amphipodes herbivores. On peut également observer une augmentation de la densité du benthos prédateur que certains auteurs relient à l'augmentation de la faune détritivore (Storero *et al.*, 2022). Le groupe des annélides polychètes à une réponse plus complexe face au développement des algues vertes (Reise, 1983). Ainsi, Lopes *et al.* (2000) a mis en évidence une augmentation substantielle du nombre de capitellidae ainsi qu'une augmentation de la densité *Hediste diversicolor*. Hull (1987) a montré que si les volumes d'algues vertes n'étaient pas trop importants, les phénomènes de recrutement (l'installation des larves planctoniques dans le sédiment) peuvent être favorisés grâce à la réduction des vitesses des courants provoqués par les rideaux d'algues en suspension. Quillien *et al.* (2015a) ont discuté de l'influence potentielle des tapis d'*Ulva* sp. sur le pic d'abondance de *Donax vittatus* (amélioration des recrutements et effet négatif sur les prédateurs des larves). Storero *et al.* (2022) montre que la couverture d'algues sur l'estran entraîne une plus faible dessiccation du sédiment et favorise les espèces charognards (mollusques ou crabes). Néanmoins, plusieurs auteurs suggèrent que la décomposition de quantités très importantes d'algues peuvent affecter certaines espèces de bivalves (comme *Macoma balthica*) et plus particulièrement leur recrutement (Olafsson, 1989). Quillien *et al.* (2015b) ont



également mis en évidence des effets à grande échelle des marées vertes sur des plages sableuses macrotidales en Bretagne, montrant notamment que l'échinoderme *Acrocnida spatulispina* et le mollusque *Kurtiella bidentata* étaient stimulés dans les sédiments de fonds meubles impactés par les marées vertes, contrairement aux crustacés *Bathyporeia elegans* et *Cumopsis* spp. qui étaient impactés. Dans la baie de Douarnenez, Quillien *et al.* (2016) ont trouvé des preuves d'une consommation directe de fragments d'*Ulva* spp. par quelques espèces (*Owenia fusiformis*, *Acrocnida spatulispina*).

Comme le soulignent Bolam *et al.* (2000), Everett (1994), et Raffaelli *et al.* (1999), les généralisations sur l'effet du tapis d'algues ne sont pas simples. Les importantes marées vertes associées à l'absorption de nutriments agissent comme un tampon sur l'influence de l'enrichissement en nutriments sur la macrofaune, comme le suggèrent Ponsero et Le Mao (2011).

L'étude menée par la Réserve naturelle en 2010 sur les habitats de haut de plage montre une dégradation ponctuelle de la qualité du peuplement benthique au cours de l'été mais elle ne semble pas impacter à long terme les peuplements benthiques puisque la restauration semble ensuite assez rapide. Néanmoins, à long terme, les assemblages benthiques pourraient être dominés par des espèces opportunistes et s'accompagner d'une diminution de la biomasse et de la richesse spécifique (Cardoso *et al.*, 2004). Ces résultats suggèrent que la présence de biomasses élevées d'*Ulva* modifie les interactions et les processus biologiques (tels que la compétition, la prédation, la reproduction et le recrutement), ce qui induit des changements dans la composition de la communauté sur les sites plus touchés par les accumulations d'algues vertes (Quillien *et al.*, 2017).

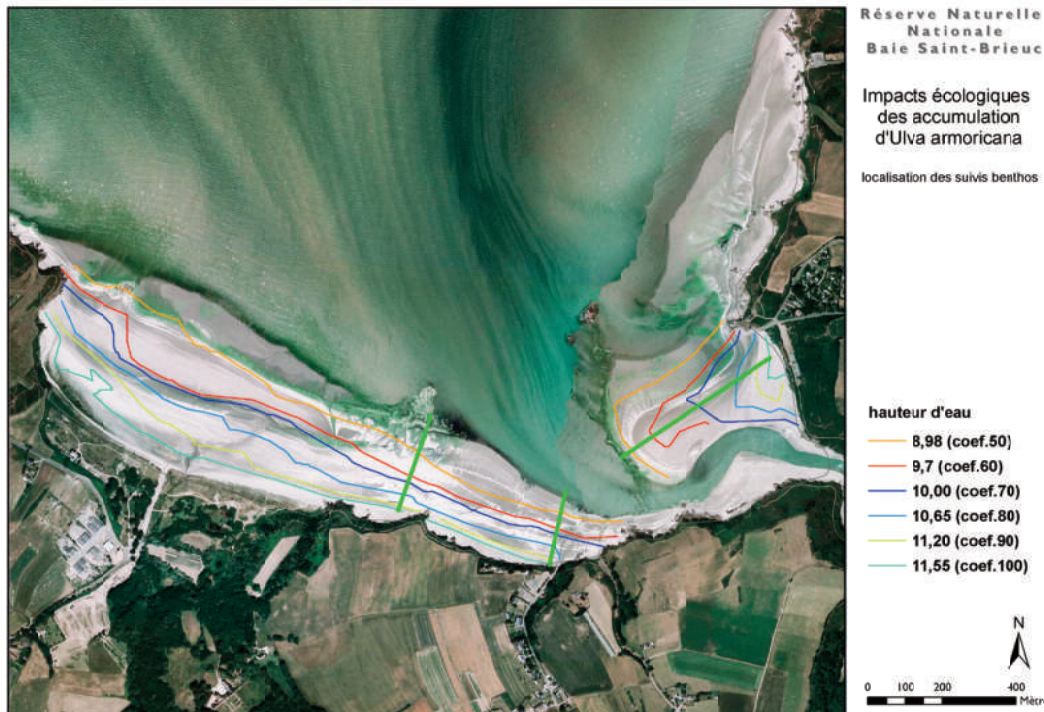


Fig. 6- Localisation des stations de suivis du benthos présent sous le matelas d'algues vertes au cours de l'année 2010

Les changements à long terme des habitats marins ont été mesurés sur 42 stations intertidales en fond de baie de Saint-Brieuc. En intertidal les habitats benthiques montrent peu d'évolution en terme de composition et d'abondance en espèce dominantes



entre 1987, 2001 et 2019, ainsi que sur le plan fonctionnel indiquant l'absence de changement majeur par rapport à un contexte anthropique déjà bien établi à la fin des années 80 (algues vertes, mytiliculture, pêche à pied...). Les changements observés reflètent principalement la dynamique aléatoire des populations d'espèces dominant les habitats soumis à de fortes pressions naturelles et sous l'influence des activités anthropiques, plutôt que des changements spécifiques importants de la communauté. Si dynamique de quelques espèces pourrait révéler l'effet à long terme des marées vertes dans certains habitats comme avait pu le démontrer Quillien *et al.* 2016 à l'échelle d'autres baies en Bretagne, l'estran ne constitue pas globalement "une zone morte" et aucun phénomène de mortalité de masse n'a été observé comme cela peut être déclaré par certains acteurs de la baie. Les zones dégradées de haut d'estran entraînant des problèmes sanitaires importants ne concernent en réalité qu'une partie limitée de la baie. Dans certaines conditions abritées et en zone microtidale, la forte biomasse algale immergée a pour conséquence de faire varier considérablement la teneur en oxygène dissout entre le jour et la nuit, pouvant nuire à la faune aquatique. Plus localement en haut d'estran, l'accumulation et la dégradation de volumes très importants d'algues peuvent entraîner une anoxie dans la colonne d'eau et induire une mortalité importante de la faune (Dauer, 1984). En zone macrotidale, comme en baie de Saint-Brieuc, on n'observe pas de diminution de l'oxygène dans la lame d'eau.

Les ulves, si elles sont en concentration importante dans l'eau, en faisant écran à la pénétration de la lumière et en fixant les sels nutritifs, réduisent le développement du phytoplancton qui constitue la nourriture des invertébrés filtreurs suspensivores, consommateurs primaires dans la chaîne alimentaire (Grall et Chauvaud, 2002). Quillien *et al.* (2015a ; 2016) a révélé qu'une importante biomasse d'ulves induit un changement de la structure entière du réseau trophique et une modification importante du fonctionnement trophique des plages (avec la simplification du réseau : une seule voie de transfert du carbone en présence d'ulves, contre des voies multiples dans le système non impacté). Carriço *et al.*, 2013 ont montré des grandes différences de composition et de diversité de la méiofaune benthique entre un site impacté et un site non impacté par les algues vertes.

L'analyse des données isotopiques et lipidiques ont mis en évidence la matière organique dans les sédiments des zones intertidales bretonnes sont un mélange de matière organique naturelle (d'origine marine et continentale) et anthropique (Jeanneau *et al.*, 2023). D'un point de vue qualitatif, Le phytoplancton, le microphytobenthos et la matière organique sédimentaire sont les principales sources de nourriture. De manière inattendue, l'influence des proliférations d'*Ulva* spp. en baie de Saint-Brieuc semble limitée en terme de source et d'impact sur la structure lorsque l'on compare le réseau trophique en présence et en absence de prolifération d'ulves. Ces résultats sont certainement en partie liés aux conditions mégatidales et à l'hydrodynamisme important de la baie et à l'exprotection d'une partie des algues dans le cadre des ramassages sanitaires. La stabilité saisonnière du patron spatial illustre la constance du couplage pélagique benthique, avec une plus grande influence du microphytobenthos dans les assemblages haut d'estran par rapport à ceux de bas d'estran. Les caractéristiques spatiales et temporelles du réseau trophique benthique observées dans cette étude mettent en évidence le rôle trophique du phytoplancton et des vasières dans le soutien des chaînes alimentaires. La mise en évidence de ce rôle de vasière est primordiale dans un contexte où ces dernières sont associées par erreur aux zones dégradées à algues vertes de certains secteurs de haut d'estran (Sturbois *et al.*, 2022)



D'un point quantitatif, la modélisation trophique met en évidence le rôle d'impasse trophique des ulves dans le sens ou les proliférations d'algues entraînent une consommation importante des nutriments qui deviennent moins disponibles pour le phytoplancton, et que les ulves n'étant que très faiblement consommées par les consommateurs et par ailleurs exportées dans le cadre des ramassages.

De nouvelles études faisant intervenir des méthodes et des outils non mis en oeuvre jusqu'à présent en baie pourraient par exemple permettre d'approfondir la question du stress physiologique de la macrofaune benthique en période de prolifération massives.

4.4 Les impacts sur l'ichtyofaune

L'étude des conséquences des marées vertes sur les communautés de poissons ont été réalisées dans deux types de systèmes intertidaux affectés par les marées vertes, les estrans sableux de la baie de Saint-Brieuc et les vasières estuariennes de la Rance (Le Luherne, 2016).

Les réponses des communautés ichthyologiques face à ces proliférations sont modulées en fonction de la composition, de la densité et de la durée des blooms d'algues vertes. À de faibles densités et/ou pendant une courte période, les marées vertes n'affectent pas les communautés ichthyologiques. En revanche, à des densités importantes et/ou pendant une longue période, ces proliférations entraînent une diminution de la diversité et de la densité de l'ichtyofaune. La composition de la communauté s'en trouve affectée, avec un impact sur les poissons benthiques puis ensuite à l'ensemble de l'ichtyofaune jusqu'à la disparition locale de poissons pour des proliférations algales fortes ou de longues durées (Le Luherne *et al.*, 2016). L'augmentation de macroalgues vertes dans les estuaires entraîne une perte de différenciation de niche ce qui traduit une perte de stabilité de l'habitat et une potentielle modification de son fonctionnement.

Au niveau écotoxicologique, la perturbation de l'habitat entraîne une augmentation de la capacité de défense antioxydante des individus, puis des réponses physiologiques sont mises en oeuvre. Ces réponses se traduisent par une réduction de la croissance et des réserves lipidiques des juvéniles. Si la perturbation s'intensifie, l'espèce finit par disparaître localement du site affecté. En fonction des guildes, ces réponses sont mises en oeuvre à partir d'intensités différentes de la perturbation, soulignant un gradient de sensibilité des espèces aux marées vertes, des espèces benthiques aux espèces démersales et pélagiques (Le Luherne *et al.*, 2017).



4.5 Les impacts sur l'avifaune



La prolifération des algues vertes peut représenter un facteur de diminution de l'accès aux ressources alimentaires pour le peuplement ornithologique, bien que cela reste non démontré (Hull, 1987, Cabral *et al.*, 1999). L'effet des matelas d'algues vertes sur l'hivernage de certaines espèces de limicoles a été étudié, et plus particulièrement lors de la déstructuration hivernale des matelas. Ainsi, il a pu être observé que la barge à queue noire prospectait peu les zones concernées par les matelas d'algues qui l'empêchent de sonder le sédiment en profondeur (Lewis et Kelly, 2001). A l'inverse, le Chevalier gambette qui fréquentait majoritairement les zones d'algues, utilisent même l'endofaune des matelas comme ressource alimentaire.

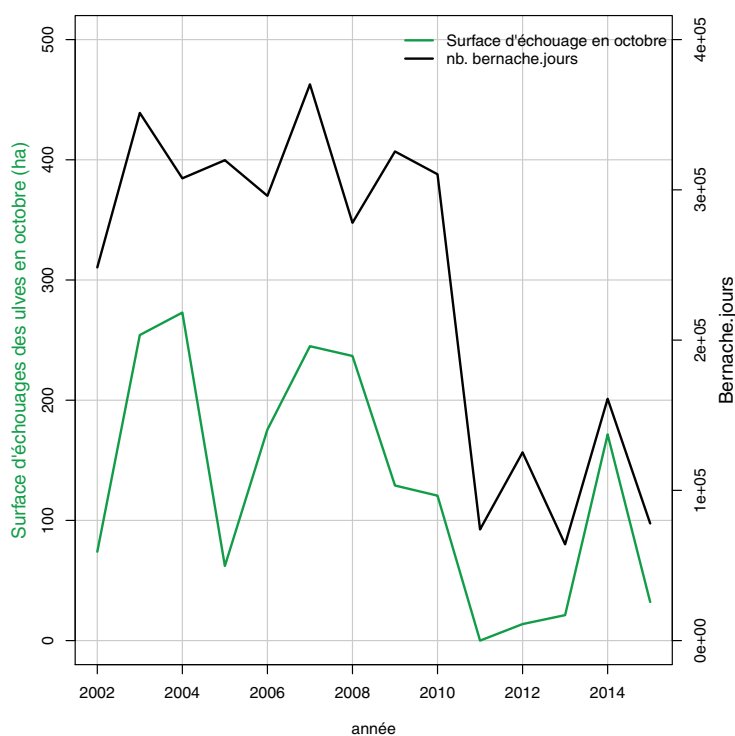


Fig. 7- Evolution des surfaces d'échouages en octobre en fond de baie de Saint-Brieuc sur la période 2002-2015 (Sources CEVA) au regard des effectifs de Bernache cravant (nombre ind.jour d'octobre (source Réserve naturelle).

Les anatidés herbivores comme la bernache cravant ou le canard siffleur sont favorisés par la présence d'algues vertes dans la lame d'eau (figure n° 7). En baie de Saint-Brieuc, deux études ont mis en évidence que le régime alimentaire de la bernache cravant était centré sur l'exploitation des ulves (Yésou, 1986 ; Ponsero *et al.*, 2009b). Depuis l'hiver 2010/2011, les dénombrements montrent une diminution des effectifs hivernants de Bernache cravant et de canards siffleurs (Sturbois et Ponsero, 2018). Le principal facteur pouvant expliquer cette diminution d'effectif est la nette diminution des stocks hivernaux d'ulves depuis 2010. Cela conduit les bernaches à se nourrir plus précocement et plus intensément sur les prés-salés et sur les cultures périphériques. La principale hypothèse permettant d'expliquer la diminution d'effectif observé est la diminution des ressources trophiques locales, en particulier la baisse des stocks hivernaux d'ulves depuis 2010 (Sturbois *et al.*, 2016).





5

Etat de conservation des habitats



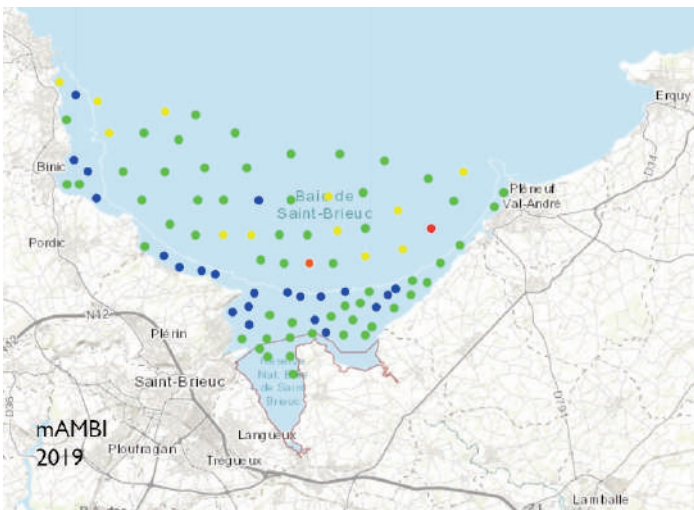
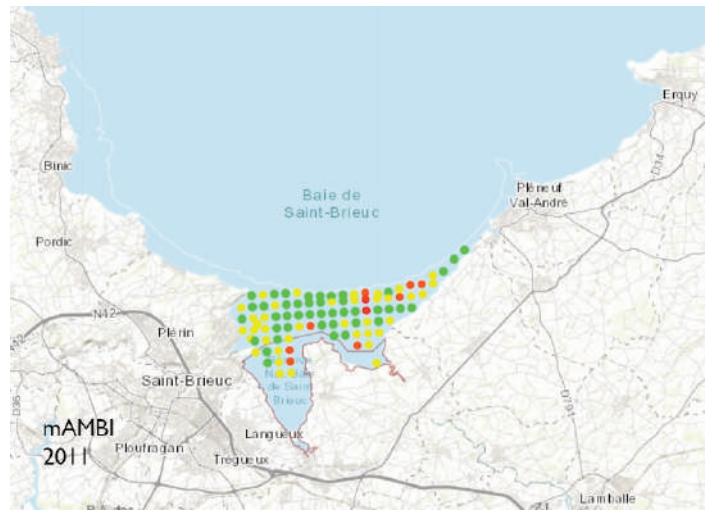
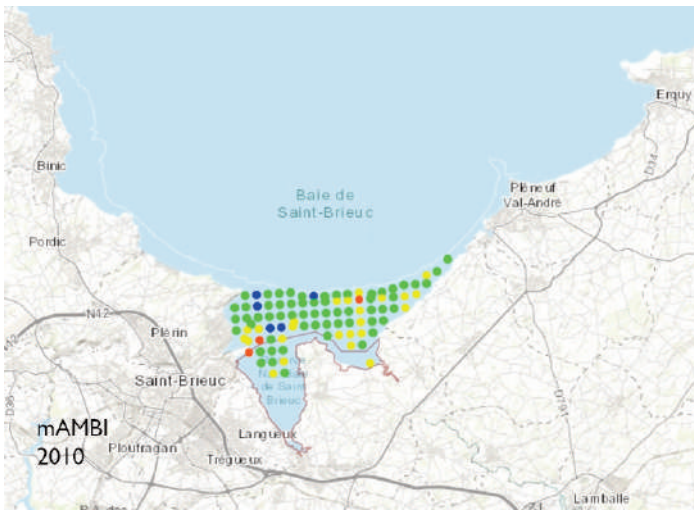
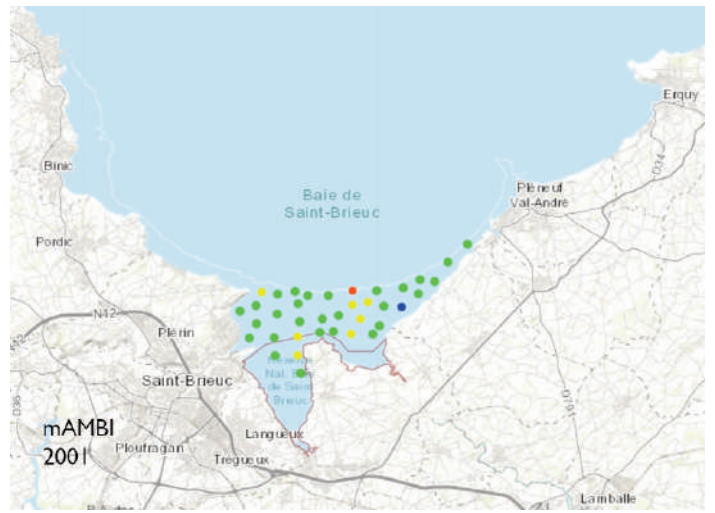
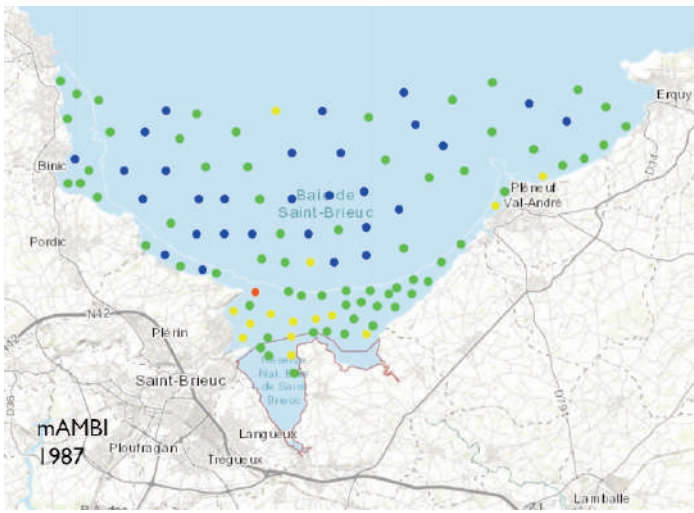


Fig. 8- Cartes des indices biologiques m-AMBI calculés par stations à partir des données des 5 campagnes de prélèvements benthiques réalisé par l'IFREMER (1987) et la Réserve naturelle (2001,2010,2011,2019).

5.1 Qualité biologique de l'estran

Afin de définir l'état de conservation des habitats marins intertidaux, plusieurs indices ont été développés (Grall et Coïc, 2005), notamment sous l'impulsion de la directive cadre sur l'eau. Au début des années 2000, Diaz *et al.*, 2004 recensaient déjà 64 indices dédiés au benthos, dont 32 s'appliquent exclusivement aux communautés macrozoobenthiques.

L'AMBI fait partie des indices le plus utilisés pour étudier les réponses des communautés benthiques à un enrichissement en matière organique (Borja *et al.*, 2000). Son calcul consiste à pondérer le pourcentage de chaque groupe écologique échantillonné par le poids de sa contribution dans la représentation de sa perturbation. Sa valeur varie de 0 à 6, une faible valeur étant associée à une dominance d'espèces sensibles et inversement.

Le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007) est un indice multimétrique dérivé du précédent qui intègre la richesse spécifique (R) et l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver (H) à l'analyse. Il combine ces trois variables (AMBI, R et H) dans une analyse factorielle et une analyse discriminante. Il s'agit essentiellement d'un indicateur sensible à l'enrichissement en matière organique et la capacité à détecter l'impact de pollutions autres que celles liées à un enrichissement non-naturel en matière organique reste faible (Desroy, 2013). Cet indice ne s'applique pas sur les plus hauts niveaux de l'estran. Les stations concernées ont donc été écartées de l'analyse.

Le calcul de l'indice M-AMBI (figure n° 8) traduit un bon à très bon état écologique du fond de Baie de Saint-Brieuc dans un état écologique "bon" à "très bon" pour la majorité des stations. Aucune évolution sensible n'est décelée à l'échelle globale. Le fond de baie conserve un état "bon" à "très bon" depuis 1987 (93 % des stations en 1987, 98 % en 2001, 96 % en 2010 et 93 % en 2011 et 2019).

Plus localement, une dégradation du peuplement apparaît cependant en 2010 (5 stations) et 2011 (4 stations), au niveau des zones de dépôts de sédiments issus du dragage de l'avant port du Légué. De même, une dégradation est observée sur le secteur de la pointe du Groin pour 4 stations. Il est probable que cette évolution soit liée à la divagation du chenal sur ce secteur et/ou au dynamisme sédimentaire qui conduit à la formation de bancs sableux et de levées de rives.

Les faciès biosédimentaires du fond de baie de Saint-Brieuc apparaissent aujourd'hui globalement de bonne qualité et permettent d'assurer l'alimentation d'une avifaune migratrice d'importance internationale. Une vigilance doit cependant être maintenue en raison des différents facteurs potentiels de dégradation recensés.



5.2 Etat de conservation de l'estuaire du Gouessant

Les estuaires, dont celui du Gouessant, sont largement reconnus comme des lieux de haute productivité biologique. Ils se situent à l'origine de nombreuses chaînes alimentaires et constituent une zone d'alimentation et de reproduction pour de nombreuses espèces animales et végétales. Ces zones de transition entre les systèmes marins et continentaux constituent de ce fait un écosystème indispensable à la réalisation du cycle biologique de nombreuses espèces de poissons migratrices ou résidentes. Des pêches effectuées en 2011 à l'embouchure du Gouessant ont par exemple mis en évidence le rôle trophique de l'estuaire pour le Flet, le Mulet et le Gobie buhotte. La Grand Alose se reproduit par ailleurs en amont de l'estuaire, en pied du barrage de Pont-Roland, et l'Anguille utilise l'estuaire en migration aux stades adultes et juvéniles (civelles).

La production des invertébrés qui se développent dans les vases des estuaires est particulièrement importante et constituent une ressource alimentaire pour plusieurs espèces d'oiseaux dont le Tadorne de Belon qui y consomme notamment des hydrobies à la surface de la vase. Des indices traduisent par ailleurs la présence régulière de la loutre dans ce secteur.

Pour autant, ce milieu ne peut pas, par essence, être isolé de son environnement et des pressions qui s'exercent en périphérie. Il est donc en proie à de nombreux facteurs de dégradation. L'estuaire est en effet l'exutoire de l'ensemble du bassin versant du Gouessant et constitue donc le lieu de passage de l'ensemble des eaux de surface qui y ruissellent jusqu'à la mer, emportant avec elles de nombreux éléments naturels (sédiments, sels nutritifs, matière organique) ainsi que des polluants.

Les barrages successifs de Pont-Roland et des Pont-Neufs sont par ailleurs des obstacles majeurs à la libre circulation des eaux et à la migration de la faune. Ces deux ouvrages entraînent une profonde perturbation du régime hydrologique du cours d'eau.

Le lessivage des nitrates liés à l'agriculture intensive sur le bassin versant du Gouessant se retrouvent donc concentrés dans l'estuaire avant d'être diffusés à l'échelle du fond de baie, favorisant ainsi le phénomène bien connu de développement des algues vertes apparues dans les années 1970. Ce phénomène est la réponse biologique des écosystèmes littoraux face à un excès d'apport de nutriment. Depuis quelques années, il est en diminution du fait de l'amélioration de la qualité de l'eau et des efforts consentis par l'ensemble des acteurs du territoire.

Si l'action publique permet aujourd'hui une collecte sanitaire efficace des algues vertes (voir chapitre suivant) avant qu'elles ne se décomposent et entraînent des dégagements d'hydrogène sulfuré sur les principaux sites d'échouages du fond de baie, certains secteurs bien plus difficiles d'accès comme l'estuaire du Gouessant ne peuvent faire l'objet du même traitement. Dans l'estuaire, les dépôts d'algues vertes et de sédiments peuvent constituer de véritables empilements qui évoluent de manière variable à l'échelle de chaque marée, ce qui rend leur collecte impossible. Il est ainsi possible qu'une vase libre d'algues vertes en surface masque différentes couches successives d'accumulation.

Les algues sont ensuite dégradées par des bactéries aérobies et anaérobies entraînant une consommation en oxygène importante et la production de composés sulfurés. Ces



gaz forment des poches de concentration au sein des vases qui peuvent être libérées lors de la rupture de la couche sédimentaire par piétinement. C'est ce phénomène qui provoqué la mort de 36 sangliers au cours du mois de juillet 2011 dans l'estuaire du Gouessant (INERIS, 2011).

Il convient par ailleurs de souligner l'importante variabilité de ces phénomènes, et la résilience (retour à un état normal) de ces habitats en l'absence d'échouages massifs d'algues vertes comme cela a pu être observé au cours de l'automne et de l'hiver 2011.



5.3 Techniques de ramassage des algues vertes et leurs impacts sur les écosystèmes

Ramassage des algues en haut de plage

Le ramassage des algues vertes échouées est une nécessité depuis de nombreuses années pour limiter les nuisances olfactives et visuelles ainsi que les risques sanitaires liés aux gaz de décomposition des algues. Depuis 2010 les communautés d'agglomération de Saint-Brieuc Armor agglomération et de Lamballe gèrent le ramassage systématique des d'algues vertes en échouages sur les zones accessibles (plages sableuses). Afin de minimiser les impacts des ramassages sur les écosystèmes dunaires et de haut de plage, un protocole de gestion des algues a été validé en 2012 par le Conseil scientifique de la Réserve naturelle.

Ces techniques nécessitant des engins lourds (chargeurs, tractopelles) interviennent sur les zones sableuses dont les capacités écologiques de restauration sont importantes. A ce jour, ces techniques sont les moins impactantes pour les écosystèmes.

Réessurage des algues vertes

Des plateformes de ressuyage des algues vertes a été définie et aménagée par Saint-Brieuc Armor Agglomération : l'une sur le site de Bon Abri (Hillion) et l'autre sur la grève des Courses (St-Brieuc). De même, une plateforme est mise en place par Lamballe Armor sur le site de Saint-Maurice. Le choix des sites a été défini par les collectivités en collaboration avec la Réserve naturelle nationale de la baie de Saint-Brieuc et après accord de son conseil scientifique.

Le principal objectif du processus de ressuyage est de diminuer la teneur en eau des algues collectées en vue de diminuer les coûts de transports qui dépendent directement du poids chargé dans les camions. La perte en eau lors du processus de ressuyage concerne l'eau contenue dans les algues elle-même et l'eau de mer collectée en même temps que les algues et piégée dans les tas. Après ramassage sur le haut d'estran les algues sont ainsi stockées en petit tas en haut de plage pour une durée de 24h avant chargement pour le transport.

Une étude a été menée en 2018 (Sturbois *et al.*, 2018) qui montre l'intérêt des techniques utilisées dans les phases de ramassage et de ressuyage des algues vertes. La teneur en eau diminue de 25,9% par rapport aux algues échouées réduisant de manière importante le poids d'algue à transporter. Si la qualité des algues s'en trouve améliorée dans un processus de valorisation, les coûts de transport pour un même volume initial d'algues échouées est lui aussi optimisé selon le même ordre de grandeur. La présence de sable dans les algues ressuyées demeurent en moyenne relativement faible (2,6%). Cela garantit la qualité des algues dans un contexte de revalorisation et l'absence d'impact significatif sur les coûts de transport. Il est enfin intéressant de souligner l'intérêt écologique de faibles prélèvements de sables lors des opérations de ramassage et de manipulation des algues.



Ramassage des algues dans la lame d'eau

Des opérations de ramassage d'algues vertes dans le rideau eaux (c'est-à-dire dans la zone de déferlement des vagues) en bas d'estran ont été expérimenté sur plusieurs sites (baie de Douarnenez, St Michel en Grève, Baie de Saint-Brieuc...). L'engin utilisé est de type agricole d'une vingtaine de tonne, équipé d'un tapis roulant d'une largeur de 6 m. La capacité de ramassage de ce type d'engin est d'environ 50 t/jour.

L'impact sur les écosystèmes de ce type d'engin a été que très partiellement évalué. Il en ressort de fortes mortalités de poissons plats par d'écrasement, et une mortalité importante des mollusques qui est estimé entre 15% à 30% pour les tellines (*Macoma angulus tenuis*) et de coques (*Cerastoderma edule*) dans les traces de l'engin après un seul passage.

Ramassage en mer

Le parc naturel marin d'Iroise a testé des collectes d'algues à partir d'embarcations (bateau de pêche et d'une barge ostréicole). L'utilisation d'un chalut modifié entraînait des captures accidentelles de poissons a été peu à peu remplacée par une sorte de râteau qui piège les algues moins impactant. Les rendements peuvent atteindre 10 à 15 tonnes/jour.

Une nouvelle expérimentation est en cours en baie de Saint-Brieuc à partir de 2022. La configuration tographique de la baie de Saint-Brieuc implique que les fortes concentrations dans la lame d'eau se trouve dans une très faible hauteur d'eau. Les premiers résultats de l'expérimentation en cours montre que le navire ne peut accéder à cette zone de concentration des algues. La collecte en configuration flottante ou hybride amphibie n'est pas efficace ni efficiente. Il est envisagé, en 2024, des tests de collecte en roulant, après modification du navire.



6

bibliographie



- Aurousseau P., Ménesguen A., Baert A., Hervé-Fournereau N., et Le Goffe P., 2009. Communiqué sur les marées vertes. Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne. 14 p.
- Bioret F., Demartini C., et Géhu J.-M., 2017. Diachronie phytocoenotique des végétations de prés- salés de la réserve naturelle nationale de la baie de Saint-Brieuc (Côtes-d'Armor). An aod - cahier naturalistes de l'observatoire marin.
- Bolam S.G., Fernandes T.F., Read P., et Raffaelli D., 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sand flats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 249, 1, 123-137.
- Borja A., Franco J., et Pérez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40, 12, 1100-1114.
- Cabral J.A., Pardal M.Â., Lopes R.J., Múrias T., et Marques J.C., 1999. The impact of macroalgal blooms on the use of the intertidal area and feeding behaviour of waders (Charadrii) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica*. 20, 4, 417-427.
- Cardoni D.A., Isacch J.P., Fanjul M.E., Escapa M., et Iribarne O.O., 2011. Relationship between anthropogenic sewage discharge, marsh structure and bird assemblages in a SW Atlantic saltmarsh. *Marine Environmental Research*. 71, 122-130.
- Cardoso P.G., Pardal M.A., Raffaelli D., Baeta A., et Marques J.C., 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 308, 2, 207-220.
- Carriço R., Zeppilli D., Quillien N., et Grall J., 2013. Can meiofauna be a good biological indicator of the impacts of eutrophication caused by green macroalgal blooms? *An aod*. 2, 1, 9-16.
- Dauer D.M., 1984. Feeding resilience to disturbance of an estuarine polychaete community. *Bulletin of Marine Science*. 34, 170-174.
- Desroy N., 2013. Les communautés benthiques de substrats meubles de la Manche et de la baie sud de la mer du Nord : description, fonctionnement et état écologique. IFREMER. 171+annexes p.
- Dion P., 1999. Eutrophication et marées vertes. *Inf'ODE. Bulletin de liaison de l'Observatoire Départemental de l'Environnement des Côtes d'Armor*. 22, 16.
- Dion P. et Gentien P., 1988. Evaluation du rôle potentiel du phosphore dans la prolifération des Ulves en baie de Saint-Brieuc. CEVA Conseil Général des Côtes du Nord, 15p. IFREMER. 22 p.
- Géhu J.M., 1979. Etude phytocoenologique analytique et globale de l'ensemble des vases et prés salés et saumâtres de la façade atlantique française. Rapport pour le ministère de l'environnement et du cadre de vie. 3 cartes + 514 p.
- Grall J. et Chauvaud L., 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*. 8, 9, 813-830.
- Grall J. et Coic N., 2005. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du macrobenthos en milieu côtier. IFREMER. 67 p.
- Harris P.T., 2012. Anthropogenic Threats to Benthic Habitats. in : *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*. Elsevier. 39-60. ISBN 978-0-12-385140-6.
[<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123851406000037>].
- Hull S.C., 1987. Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 25, 519-532.
- INERIS, 2011. Caractérisation des concentrations en hydrogène sulfuré et autres composés soufrés sur la plage de la baie de Morieux (22) et à l'embouchure du Gouessant. 53 p.
- Jeanneau L., Jardé E., Louis J., Pannard A., Liotaud M., Andrieux-Loyer F., Gruau G., Caradec F., Rabiller E., Lebris N., et Laverman A., 2023. How the origin of sedimentary organic matter impacts the benthic nutrient fluxes in shallow coastal mudflats. *Comptes Rendus. Géoscience*. 355, G2, 237-258. doi:10.5802/crgeos.228.
- Lagarde F., 2002. Qualité des eaux littorales terrestres et marines de la baie de Saint-Brieuc : bilan et propositions de suivis complémentaires. Université de Caen. DESS Environnement : sols, eaux continentales et marines. 94 + annexes p.
- Le Luherne E., 2016. Impacts des marées vertes sur les habitats essentiels au renouvellement des ressources halieutiques des secteurs estuariens et côtiers. Rennes : Agrocampus Ouest. 234 p.
- Le Luherne E., Le Pape O., Murillo L., Randon M., Lebot C., et Réveillac E., 2017. Influence of Green Tides in Coastal Nursery Grounds on the Habitat Selection and Individual Performance of Juvenile Fish. Patterson, Heather M. (éd.), *PLOS ONE*. 12, 1, e0170110. doi:10.1371/journal.pone.0170110.
- Le Luherne E., Réveillac E., Ponsoero A., Sturbois A., Ballu S., Perdriau M., et Le Pape O., 2016. Fish community responses to green tides in shallow estuarine and coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 175, 79-92.
- Lewis L.J. et Kelly T.C., 2001. A short-term study of the effects of algal mats on the distribution and behavioural ecology of estuarine birds. *Bird Study*. 48, 3, 354-360.
- Louis J., Ballu S., Rossi N., Lasbleiz M., Perrot T., Daniel C., Cellier L., Hénaff F., et Richier S., 2023. Multi-year renewal of green tides: 18 years of algal mat monitoring (2003–2020) on French coastline (Brittany region). *Marine Pollution Bulletin*. 193, 115173. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115173.
- Lopes R.J., Pardal M.A., et Marques J.C., 2000. Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 249, 2, 165-179.
- Menesguen A., 1998. Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant les marées vertes des baies de Saint-Brieuc et de Lannion. IFREMER. 24 p.
- Menesguen A., 2003. Les marées vertes en Bretagne, la responsabilité des nitrates. IFREMER. 10 p.
- Menesguen A. et Piriou J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*. 42, 227-237.
- Menesguen A. et Salomon J.C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. in : Chreffler B.A. et Zienkiewicz O.C., eds. (éd.), *Computer Modelling in Ocean Engineering*. Balkema, Rotterdam : 443-450.
- Merceron M., 1999. Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral, Actes de colloques 23 et 24 septembre 1999, Saint-Brieuc. Ploufragan : IFREMER. 350 p.



- Muxika I., Borja A., et Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55, 1-6, 16-29.
- Nelson J.L. et Zavaleta E.S., 2012. Salt Marsh as a Coastal Filter for the Oceans: Changes in Function with Experimental Increases in Nitrogen Loading and Sea-Level Rise. *Plos One*. 7, 8, e38558.
- Olafsson E.B., 1989. Contrasting influences of suspension-feeding and deposit-feeding populations of *Macoma balthica* on infaunal recruitment. *Marine Ecology Progress Series*. 55, 171-179.
- Perrot T., Rossi N., Ménesguen A., et Dumas F., 2014. Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *Journal of Marine Systems*. 132, 38-53.
- Piriou J.Y., Menesguen A., et Salomon J.C., 1991. Les marées vertes à ulves: conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. in : Elliott M. et Ducrotoy J.P., eds. (éd.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen et Olsen : 117-122.
- Ponsero A. et Le Mao P., 2011. Consommation de la macro-faune invertébrée benthique par les oiseaux d'eau en baie de Saint-Brieuc. *Revue d'Ecologie*. 66, 383-397.
- Ponsero A., Le Mao P., Yesou P., Allain J., et Vidal J., 2009. Eutrophisation littorale et conservation de l'avifaune aquatique : le cas de la Bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*) hivernant en baie de Saint-Brieuc. *Revue d'Ecologie*. 2, 157-170.
- Quillien N., Nordström M.C., Gauthier O., Bonsdorff E., Paulet Y.-M., et Grall J., 2015. Effects of macroalgal accumulations on the variability in zoobenthos of high-energy macrotidal sandy beaches. *Marine Ecology Progress Series*. 522, 97-114.
- Quillien N., Nordström M.C., Guyonnet B., Maguer M., Le Garrec V., Bonsdorff E., et Grall J., 2015. Large-scale effects of green tides on macrotidal sandy beaches: Habitat-specific responses of zoobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 164, 379-391.
- Quillien N., Nordström M.C., Le Bris H., Bonsdorff E., et Grall J., 2017. Green tides on inter- and subtidal sandy shores: differential impacts on infauna and flatfish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 1-14. doi:10.1017/S0025315416002010.
- Quillien N., Nordström M.C., Schaal G., Bonsdorff E., et Grall J., 2016. Opportunistic basal resource simplifies food web structure and functioning of a highly dynamic marine environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 477, 92-102.
- Reise K., 1983. Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effects on *Turbellaria* and small *Polychaeta*. *Helgoland Marine Research*. 36, 2, 151-162.
- Solsona N., 2022. Importance de l'échelle d'étude dans la caractérisation du réseau trophique, l'évaluation des impacts anthropiques et l'estimation de la capacité de charge. Apports de la modélisation ECOPATH (Baie de Saint-Brieuc, Manche occidentale). *Réserve Naturelle Baie de Saint-Brieuc*. 62 p.
- Storero L.P., Avaca M.S., et Roche A., 2022. Living under *Ulva* canopy: The case of the scavenger snail *Buccinastrum deforme* in a eutrophic macrotidal bay in Patagonia (Argentina). *Marine Ecology*. 43, 4, e12718. doi:10.1111/maec.12718.
- Sturbois A. et Ponsero A., 2018. Synthèse ornithologique de la baie de Saint-Brieuc, phénologie et évolution des effectifs, 3ème édition, 1970-2018. *Réserve Naturelle Baie de Saint-Brieuc*. 106 p.
- Sturbois A., Ponsero A., et Carpié Y., 2018. Evaluation de l'efficacité des méthodes de ramassage et de ressuyage d'algues vertes en haut de plage sur la perte en eau avant transport. *Réserve Naturelle Baie de Saint-Brieuc*. 7 p.
- Sturbois A., Ponsero A., Jamet C., Yesou P., et Le Mao P., 2016. Gestion de l'abrutissement des cultures par la Bernache cravant : intervenir ou laisser faire ? Expérimentations conduites en baie de Saint-Brieuc en partenariat avec les agriculteurs. *Réserve Naturelle Baie de Saint-Brieuc*. 26 p.
- Sturbois A., Cormy G., Le Moal A., Schaal G., Broudin C., Thiebaut E., Ponsero A., Le Mao P., Riera P., et Desroy N., 2021. Trajectoires taxonomique et fonctionnelle des communautés benthiques subtidale de substrat meuble en fond de baie de Saint-Brieuc (Manche Occidentale). *Réserve Naturelle de la baie de Saint-Brieuc*. 66 p.
- Sturbois A., Riera P., Desroy N., Bréhant T., Carpentier A., Ponsero A., et Schaal G., 2022. Patrons spatial et saisonnier du réseau trophique benthique intertidal de la baie de Saint-Brieuc. *Réserve Naturelle Baie de Saint-Brieuc*. 60 p.
- Thao Khamsing W., Ceci-Renaud N., et Marcus V., 2017. Marées vertes et fréquentation touristique. Service de l'économie, de l'évaluation et l'intégration du développement durable (SEEIDD). Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. 44 p.
- Whomersley P., Huxham M., Bolam S., Schratzberger M., Augley J., et Ridland D., 2010. Response of intertidal macrofauna to multiple disturbance types and intensities – An experimental approach. *Marine Environmental Research*. 69, 5, 297-308. doi:10.1016/j.marenvres.2009.12.001.





Réserve Naturelle BAIE DE SAINT-BRIEUC

Réserve Naturelle Nationale de la Baie de Saint Briec

site de l'Etoile

22120 Hillion

02.96.32.31.40

anthony.sturbois@espaces-naturels.fr

<http://www.reservebaiedesaintbrieuc.com>

Référence :

Ponsero A., Sturbois A., 2023, Synthèse des connaissances de l'impact des marées vertes sur les écosystèmes de fond de baie de Saint-Brieuc. Réserve naturelle nationale de la baie de Saint-Brieuc, 40 pages.



Saint-Brieuc Agglomération

5 rue du 71ème RI

22000 St-Brieuc

Téléphone : 02 96 77 20 00

Site : saintbrieuc-agglo.fr

Email : accueil@sbaa.fr



VivarmorNature

Espace d'Entreprises Keraia

18 rue du Sabot - Bat. C

22400 Ploufragan

Téléphone : 02 96 33 10 57

Site : vivarmor.fr

Email : vivarmor@orange.fr