

# Suivi hydrologique et phytoplanctonique environnemental et suivi sanitaire dans le Golfe du Morbihan (GC 39)

Recommandations dans le cadre du suivi DCE  
Loire-Bretagne et du Rephy-sanitaire.



*Golfe du Morbihan, station « Roche Colas » - octobre 2016*



## Fiche documentaire

<p><b>Titre du rapport :</b> Suivi hydrologique et phytoplanctonique environnemental et suivi sanitaire dans le Golfe du Morbihan (GC 39) – Recommandations dans le cadre du suivi DCE Loire-Bretagne et du Rephy - sanitaire</p>	
<p><b>Référence interne :</b> ODE/UL/LERMPL/20.11</p> <p><b>Diffusion :</b></p> <p><input type="checkbox"/> libre (internet)</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : 2025/02/05</p> <p><input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ</p>	<p><b>Date de publication :</b> Août 2020</p> <p><b>Version :</b> 1.0.0</p> <p><b>Référence de l’illustration de couverture</b> ©LER-MPL-Lorient/Golfe du Morbihan-station « Roche Colas »/octobre 2016</p> <p><b>Langue(s) :</b> Français</p>
<p><b>Résumé/ Abstract :</b></p> <p>Le Golfe du Morbihan est une mer intérieure avec un système hydrodynamique complexe, dans laquelle se jettent cinq rivières et qui regroupe une cinquantaine d’îles. Cette masse d’eau abrite un écosystème riche, ainsi que de nombreuses zones conchylicoles et de pêche à pied professionnelle. Elle fait ainsi l’objet d’un suivi environnemental dans le cadre de la DCE et d’un suivi sanitaire dans le cadre du REPHY sanitaire. Ces suivis hydrologique et phytoplanctonique se font à la station « Creizic » dans un secteur où l’hydrodynamisme est fort, et donc susceptible de ne pas être représentatif de l’ensemble du Golfe.</p> <p>Cette étude visait à étudier la pertinence du suivi actuel en testant en parallèle une nouvelle station « Roche Colas », située plus au centre de la masse d’eau du Golfe, dans un secteur où l’hydrodynamisme serait plus représentatif de l’ensemble du Golfe. Les résultats obtenus sur chacune des deux stations entre 2016 et 2019 ont été comparés de manière détaillée, puis interprétés selon les critères environnementaux de la DCE et sanitaires du REPHY afin de recommander le suivi le plus pertinent.</p> <p>Les résultats montrent que la structure hydrologique des deux stations (température, salinité) est similaire, avec une colonne d’eau homogène pratiquement toute l’année. Toutefois, les températures plus élevées observées à la station « Roche Colas » confirment un temps de résidence des eaux plus important sur ce secteur. Ce temps de résidence des eaux plus élevé favorise le développement de phytoplancton sur cette station ; les concentrations en phytoplancton y sont ainsi plus élevées. Les concentrations phytoplancton toxique sont du même ordre de grandeur sur les deux stations, mais la concentration-seuil en <i>Dinophysis</i> a été dépassée plus fréquemment sur la station « Roche Colas » pendant la période d’étude.</p> <p>Ce suivi montre que la station « Roche Colas » est plus pertinente que la station « Creizic » pour le suivi des éléments de qualité « phytoplancton » et « hydrologie » de la masse d’eau FRGC39 dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance de la DCE ainsi que pour le suivi des espèces phytoplanctoniques toxiques dans le cadre du réseau REPHY.</p>	

<b>Mots-clés/ Key words :</b> Phytoplancton, DCE, masse d'eau, hydrologie, nutriment, Golfe du Morbihan, EQR, Rephy, surveillance.	
<b>Comment citer ce document :</b> Retho Michaël, Manach Soazig, Bizzozero Lucie (2020). Suivi hydrologique et phytoplanctonique environnemental et suivi sanitaire dans le Golfe du Morbihan (GC 39) – Recommandations dans le cadre du suivi DCE Loire-Bretagne et du Rephy – sanitaire. R.ODE/LITTORAL/LER/MPL/20.11	
<b>DOI :</b> Données du réseau Ifremer Rephy : <a href="http://doi.org/10.17882/47248">http://doi.org/10.17882/47248</a>	
<b>Commanditaire du rapport : Agence de l'eau Loire-Bretagne</b>	
<b>Nom / référence du contrat :</b> <input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX) <input type="checkbox"/> Rapport définitif (réf. interne <b>du rapport intermédiaire</b> : R.DEP/UNIT/LABO AN-NUM/ID ARCHIMER)	
<b>Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit</b> (programme européen, campagne, etc.) : Réseau Rephy et Réseau de contrôle de surveillance DCE.	
<b>Auteur(s) / adresse mail</b>	<b>Affiliation / Direction / Service, laboratoire</b>
RETHO Michaël / michael.retho@ifremer.fr	ODE/UL/LER-MPL-Lorient
MANACH Soazig / soazig.manach@ifremer.fr	ODE/UL/LER-MPL-Lorient
BIZZOZERO Lucie / lucie.bizzozero@ifremer.fr	ODE/UL/LER-MPL-Nantes
Destinataire : Agence de l'eau Loire-Bretagne et Coordination Rephy	
<b>Validé par :</b> Maud Lemoine et Nadine Neaud Masson (Coordination Rephy) Nathalie Cochenec Laureau (Responsable du LER MPL)	

## Sommaire

### Table des matières

<b>Abréviation</b> .....	<b>7</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>1 Présentation de la masse d'eau</b> .....	<b>2</b>
1.1 Bathymétrie .....	2
1.2 Courantologie de la masse d'eau .....	2
<b>2 Matériels et méthode</b> .....	<b>4</b>
2.1 Choix des stations.....	4
2.1.1 Station historique « Creizic » .....	4
2.1.2 Nouvelle station testée « Roche Colas » .....	4
2.2 Stratégie d'échantillonnage et jeu de données disponibles .....	4
2.3 Contexte hydroclimatique des trois années d'études.....	5
2.3.1 Paramètres climatiques du secteur d'étude .....	5
2.3.2 Paramètres hydrologiques à la station Creizic .....	6
2.4 Comparaison des paramètres hydrologiques des deux stations .....	6
2.4.1 Paramètres étudiés .....	6
2.4.2 Traitement statistique des données.....	6
2.4.3 Nutriments et facteurs limitants .....	7
2.4.4 Indicateurs DCE.....	8
2.5 Comparaison des communautés phytoplanctoniques.....	10
2.5.1 Paramètres étudiés .....	10
2.5.2 Analyse des communautés phytoplanctoniques et dynamique des blooms.....	10
2.5.3 Indicateurs DCE et REPHY sanitaire .....	11
<b>3 Résultats</b> .....	<b>13</b>
3.1 Contexte hydroclimatique des trois années d'étude .....	13
3.1.1 Paramètres climatiques du secteur d'étude .....	13
3.1.2 Paramètres hydrologiques à la station « Creizic » .....	17
3.1.3 Synthèse de la caractérisation hydroclimatique annuelle .....	19
3.2 Comparaison des paramètres hydrologiques.....	19
3.2.1 Paramètres généraux .....	19
3.2.2 Nutriments.....	26
3.2.3 Chlorophylle-a .....	29
3.2.4 Indicateurs DCE.....	31
3.2.5 Bilan de la comparaison des paramètres hydrologiques sur les deux stations.....	32
3.3 Comparaison des communautés phytoplanctoniques.....	33

3.3.1	Analyse des communautés phytoplanctoniques et dynamique de blooms .....	33
3.3.2	Indicateurs DCE et sanitaire .....	36
3.3.3	Bilan de la comparaison des résultats obtenus sur les deux stations .....	37
<b>4</b>	<b>Recommandations pour la stratégie .....</b>	<b>38</b>

## Abréviation

Chl-a = Chlorophylle *a*

DCE = Directive cadre sur l'eau

DSi = Silicate

EQR = Ecological quality ratio ou Ratio de qualité écologique

NID = Azote inorganique dissous

PID = Phosphore inorganique dissous

RCS = Réseau de contrôle de surveillance

REPHY = Réseau d'observation et de surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie dans les eaux littorales





## Introduction

Le schéma de mise en valeur de la mer du Golfe du Morbihan définit le Golfe du Morbihan comme une mer intérieure complexe, qui abrite une cinquantaine d'îles et dans laquelle se jettent cinq rivières. Le golfe est une baie communiquant avec l'océan par l'étroit goulet de Port-Navalo. Cette configuration a une influence sur l'hydrodynamisme de la masse d'eau, dans laquelle se trouvent des secteurs soumis à de forts courants et des secteurs plus calmes. Cette complexité hydrodynamique entraîne une hétérogénéité du temps de résidence des eaux, facteur qui contrôle le développement du phytoplancton.

Cette masse d'eau « Golfe du Morbihan » (FRGC39), abrite un écosystème riche, ainsi que de nombreuses zones conchylicoles et de pêche à pied professionnelle. Elle fait ainsi l'objet d'un suivi environnemental dans le cadre de la DCE (hydrologique et phytoplancton) et d'un suivi sanitaire dans le cadre du REPHY sanitaire (phytoplancton toxique). Le suivi environnemental a pour objectif l'observation à long terme des paramètres hydrologiques et du phytoplancton ainsi que l'évaluation de la qualité des masses d'eau. Le suivi sanitaire a pour objectif la surveillance des espèces de phytoplancton toxique dans l'eau. Ces suivis hydrologique et phytoplanctonique sont réalisés au niveau de la station « Creizic » dans un secteur où l'hydrodynamisme est fort.

La complexité hydrodynamique de la masse d'eau nous a interrogés sur la pertinence de cette station historique. Cette étude vise donc à définir le suivi hydrologique et du phytoplancton de cette masse d'eau, le plus pertinent pour la DCE et pour le REPHY sanitaire, en testant une nouvelle station « Roche Colas » en parallèle de la station historique « Creizic ».

Ainsi les caractéristiques hydrologiques et la dynamique du phytoplancton des deux stations, situées dans deux secteurs ayant un hydrodynamisme et un temps de résidence des eaux différents, ont été étudiées et comparées.

Les résultats obtenus sur chacune des deux stations ont été comparés de manière détaillée par paramètre sur la durée du suivi, puis interprétés selon les critères environnementaux de la DCE et sanitaires du REPHY afin de recommander le suivi le plus pertinent.

Les contraintes opérationnelles (moyens humains et financiers) nécessitent que le suivi environnemental DCE et sanitaire REPHY soit réalisé sur une seule et même station. Les caractéristiques hydrologiques et la dynamique du phytoplancton de la station retenue doivent donc pouvoir représenter au mieux les caractéristiques de la majorité de la masse d'eau et doivent permettre de détecter les épisodes toxiques de phytoplancton.

## 1 Présentation de la masse d'eau.

La masse d'eau Golfe du Morbihan (GC 39) est une masse d'eau abritée occupant une surface de 104 km<sup>2</sup>. Ses fonds sont essentiellement vaseux et les zones rocheuses occupent une surface restreinte.

### 1.1 Bathymétrie

La profondeur du Golfe du Morbihan est faible et varie majoritairement entre zéro et dix mètres. Elle peut dépasser 20 m sur certains secteurs (Figure 1).

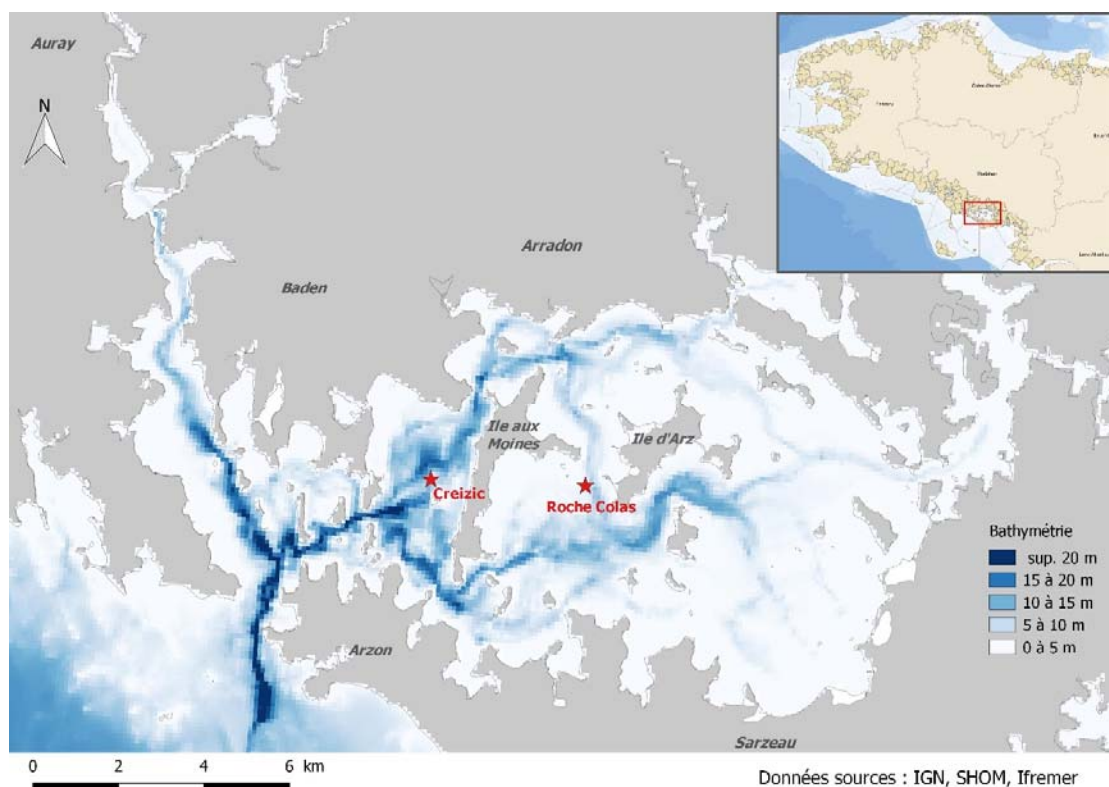


Figure 1. Cartographie de la zone.

### 1.2 Courantologie de la masse d'eau

Les échanges d'eau marine du golfe du Morbihan (« petite mer ») avec le Mor Bras (« grande mer »), baie délimitée par la presqu'île de Quiberon à l'ouest et la pointe de Pornic à l'est, se font par le goulet de Port Navalo d'une largeur de 900 m. Les volumes d'eau de mer entrant dans le golfe du Morbihan sont compris entre 200 et 400 millions de m<sup>3</sup> par marée en fonction du coefficient (mortes eaux/vives eaux) (Préfecture du Morbihan, 2016).

En raison de ces volumes d'eau de mer circulants et de l'étroitesse du goulet, les courants observés sont très importants. A l'entrée du golfe du Morbihan et entre les îles de Berder et de la Jument, le courant peut atteindre 8 nœuds en marée de vives eaux. En revanche, dans la partie est, les courants de marée dépassent rarement 0,5 nœud (Figure 2).

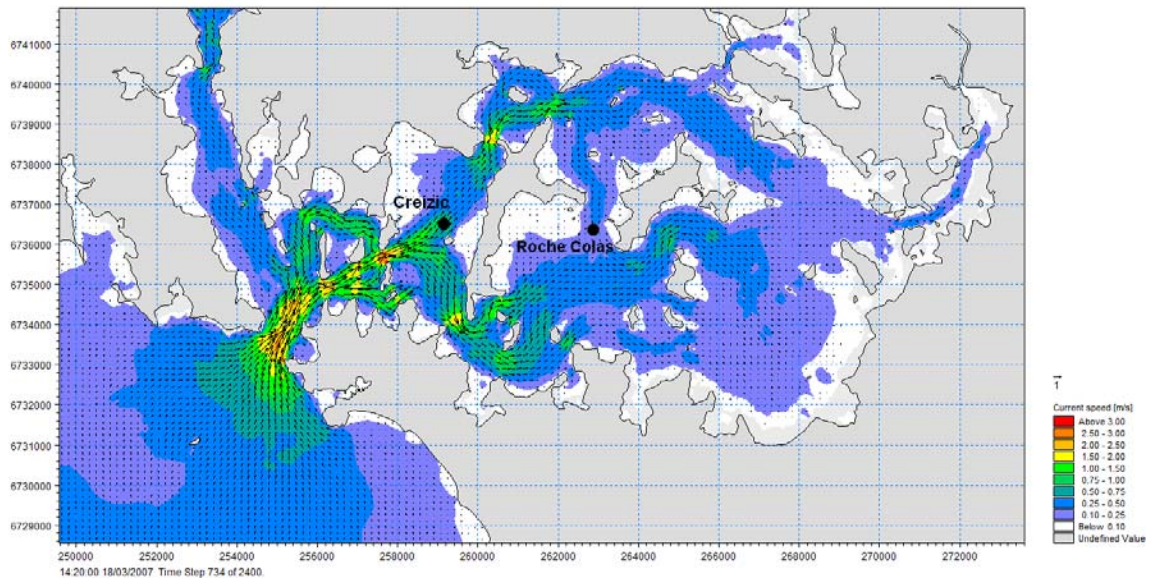


Figure 2. Cartographie des courants de marée au flot dans le golfe du Morbihan en marée de vives eaux (DHI 2012, Modèle MIKE 21 FM, Etude globale de l’assainissement collectif et schéma directeur intercommunal – SIAEP de Vannes Ouest).

Ces caractéristiques hydrodynamiques conditionnent le temps de renouvellement des eaux du Golfe du Morbihan par l’océan (Figure 3). Ce temps de renouvellement est très hétérogène dans le golfe, allant d’environ 0,5 jours à l’entrée du golfe à plus de 5 jours dans la partie est du golfe.

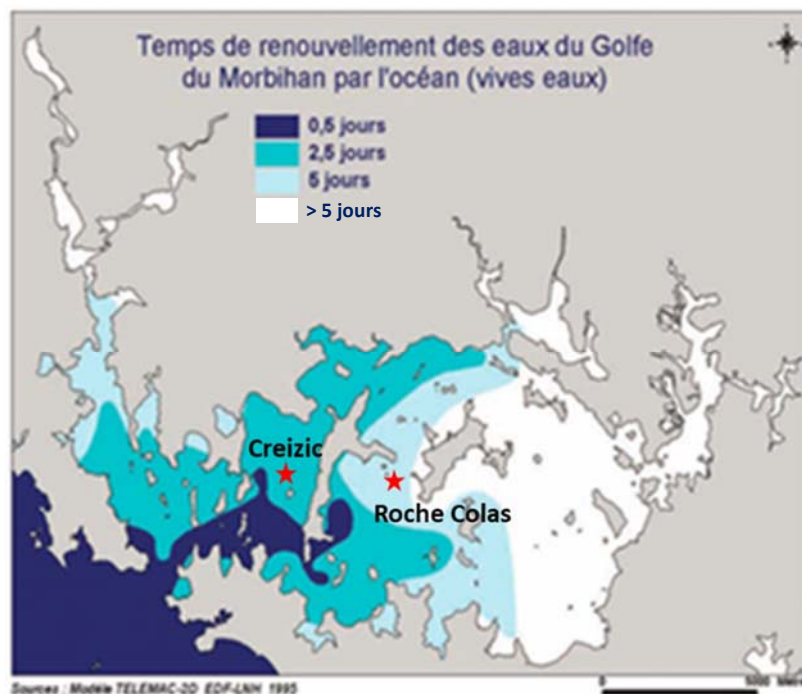


Figure 3. Temps de renouvellement des eaux du golfe du Morbihan par l’océan (source Modèle TELEMAC-2D EDF-LNH). Carte extraite du rapport du projet SMVM du Golfe du Morbihan révisé - juillet 2019.

## 2 Matériels et méthode

### 2.1 Choix des stations

#### 2.1.1 Station historique « Creizic »

Le suivi est effectué, depuis 2007, au niveau de la station « Creizic », au titre du réseau de contrôle de surveillance (RCS) DCE (Figure 1). Cette station a été choisie pour le suivi DCE car elle avait été échantillonnée dans le cadre du réseau REPHY entre 1993 et 2002 (réseau d'observation et de surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie dans les eaux littorales). Cette station est située dans un secteur où l'hydrodynamisme est fort et le temps de résidence de l'eau est faible (Figure 2 et Figure 3). Sa profondeur est d'environ 13 m (Figure 1). Cette station est aussi utilisée pour un suivi sanitaire réalisé dans l'eau dans le cadre du RePHY- sanitaire. En effet, la détection dans l'eau, à cette station, des espèces phytoplanctoniques présumées productrices de toxines, déclenche en cas de dépassement du seuil d'alerte du phytoplancton, la recherche des toxines correspondantes dans les coquillages exploités de la zone.

#### 2.1.2 Nouvelle station testée « Roche Colas »

La station « Roche Colas », testée dans cette étude, est située plus au centre de la masse d'eau du golfe, où la profondeur est d'environ 10 m (Figure 1). Dans ce secteur, l'hydrodynamisme est plus faible et le temps de résidence de l'eau est plus long (Figure 2 et Figure 3). D'après la Figure 3, le temps de renouvellement pourrait ainsi être près de deux fois plus élevé à la station « Roche Colas » qu'à la station « Creizic ».

La différence de profondeur entre les deux stations d'environ 3 m n'est pas considérée comme un facteur de variation important compte tenu du marnage important dans le golfe du Morbihan. Le marnage en vive eau varie entre 4 m à l'entrée du Golfe et 2,8 m dans la partie est du Golfe (Marcos *et al.* 1996).

### 2.2 Stratégie d'échantillonnage et jeu de données disponibles

Les deux stations ont été suivies entre mars 2016 et décembre 2019. La fréquence de suivi et les paramètres suivis ont varié au cours des 3 années d'échantillonnage afin de répondre aux exigences du suivi DCE et REPHY sanitaire en tenant compte des recommandations des différentes phases de l'étude ainsi que des moyens humains disponibles. Ces variations de fréquences ont été prises en compte dans l'interprétation des données.

Les deux stations ont été échantillonnées en parallèle à pleine mer +/- 2h. Le temps entre l'échantillonnage des deux stations n'a pas dépassé 30 min.

Une première année d'étude s'était déroulée de mars 2016 à mars 2017. Au cours de cette année, les paramètres suivants ont été suivis :

- nutriments inorganiques dissous en sub-surface,
- chlorophylle *a* (Chl-*a*) en sub-surface,
- flore phytoplanctonique totale en sub-surface (voir définition paragraphe 2.5.1),
- paramètres hydrologiques généraux sur la colonne d'eau (température, salinité, oxygène dissous et turbidité).

Les nutriments ont été mesurés de novembre à février avec une fréquence mensuelle, fréquence minimum demandée par la DCE. Les autres paramètres ont été suivis toute l'année

avec une fréquence mensuelle de novembre à février et une fréquence bimensuelle de mars à octobre (Tableau 1). La fréquence bimensuelle entre mars et octobre est une exigence du REPHY sanitaire. Il a été décidé de suivre les flores totales pour approfondir pendant un an la connaissance des communautés phytoplanctoniques sur cette zone.

Ce premier jeu de données acquis a été jugé insuffisant pour statuer sur le choix de la station la plus pertinente pour le suivi DCE et RePHY Sanitaire.

Un suivi supplémentaire s'est déroulé de janvier 2018 à décembre 2019. Pour ce suivi complémentaire, certains paramètres ont été allégés comme le dénombrement de flore et d'autres ont été renforcés comme le suivi des nutriments :

- les flores phytoplanctoniques totales ont été remplacées par des flores indicatrices (voir définition paragraphe 2.5.1), paramètre minimal demandé par la DCE, jugé suffisant pour cette deuxième phase pour répondre à l'objectif de l'étude,
- les nutriments ont été mesurés toute l'année (au lieu de quatre mois) avec une fréquence mensuelle pour améliorer la comparaison sur ce paramètre entre les deux stations (Tableau 1).

Le Tableau 1 synthétise la fréquence de suivi de chacun des paramètres au cours des 3 années d'étude.

Tableau 1. Stratégies d'échantillonnage pendant la durée de l'étude.

		Nutriment	Hydrologie (T°C, Sali., O <sub>2</sub> , Turb)	Chl-a	Flore indicatrice	Flore totale
<b>mars 2016 à fév. 2017</b>	mars-oct.	-	bimensuelle	bimensuelle	-	bimensuelle
	nov.-fév..	mensuelle	mensuelle	mensuelle	-	mensuelle
<b>janv. 2018 à déc. 2019</b>	mars-oct.	mensuelle	bimensuelle	bimensuelle	bimensuelle	-
	nov.-fév..	mensuelle	mensuelle	mensuelle	mensuelle	-

## 2.3 Contexte hydroclimatique des trois années d'études

### 2.3.1 Paramètres climatiques du secteur d'étude

Afin de caractériser le contexte hydroclimatique de chacune des années d'étude, les données climatiques du secteur, les débits de la Loire et de la Vilaine ainsi que les données hydrologiques de la station « Creizic » ont été étudiées sur les trois années d'étude.

Les données Météo France de la station Vannes-Séné ont été utilisées pour décrire le contexte climatique : température de l'air, ensoleillement, pluviométrie. Les données climatiques ont été représentées sous la forme d'anomalies annuelles ou saisonnières par rapport aux normales sur la période 1976-2015. La moyenne est la valeur statistique qui a été utilisée pour établir la normale.

Les données des débits fluviaux de la Loire et de la Vilaine sont issues de la banque de données des réseaux Euleriens : <http://www.ifremer.fr/co-en/allEulerianNetworks>. Les données journalières de la station de mesure Montjean-sur-Loire ont été utilisées pour la Loire et celles de la station Rieux pour la Vilaine. Les données de débit ont été représentées sous la forme

d'hydraulicité. Cette représentation calcule le rapport du débit moyen d'une période sur sa moyenne interannuelle. La description de l'hydraulicité mensuelle depuis les années 1960 pour la Loire et 1970 pour la Vilaine donne une vision synoptique des variations interannuelles et intermensuelles du débit des deux fleuves.

### 2.3.2 Paramètres hydrologiques à la station Creizic

Afin de caractériser les années d'étude d'un point de vue hydrologique, les données hydrologiques (température, salinité, Chl-a) acquises sur la station « Creizic » pendant les trois années d'étude ont été comparées aux observations de la période 2007-2015. Cette station a été choisie car elle dispose d'un historique de données de plus de 10 ans et permet ainsi de comparer chacune des années d'étude par rapport à l'historique.

## 2.4 Comparaison des paramètres hydrologiques des deux stations

### 2.4.1 Paramètres étudiés

Les paramètres hydrologiques qui ont été étudiés sont les paramètres suivis dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance de la DCE pour évaluer l'état écologique des masses d'eau.

La température de l'eau reflète l'ensoleillement et le temps de résidence des masses d'eau. La salinité trace les mélanges entre les apports d'eaux douces des fleuves et l'eau de mer. La transparence de l'eau évaluée par la turbidité, intervient sur la quantité de lumière disponible pour la production primaire. L'oxygène dissous est un paramètre qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. La mesure de l'oxygène dissous permet de suivre les éventuelles hypoxies liées à la décomposition du phytoplancton suite aux efflorescences.

Les nutriments inorganiques dissous (appelés simplement « nutriments » dans le reste du document) sont les sels de l'azote, du phosphore et du silicium. L'azote inorganique dissous (NID) rassemble les 3 ions : ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). Le phosphore inorganique dissous (PID) correspond aux concentrations de phosphates. Le troisième paramètre est le silicate dissous (DSi). La disponibilité de ces nutriments associée aux conditions de température, d'éclairement et de temps de résidence des eaux, conditionne la croissance du phytoplancton.

La Chl-a est le seul pigment photosynthétique commun à tous les végétaux. Ce paramètre est un indicateur de la biomasse phytoplanctonique.

### 2.4.2 Traitement statistique des données

Les variations interannuelles des paramètres hydrologiques enregistrés pendant les trois années d'étude aux stations « Roche Colas » et « Creizic » ont été analysées. Les évolutions saisonnières de ces paramètres ont été comparées entre les deux stations d'étude. Elles ont également été comparées avec celles de la station « Men er Roué » située en baie de Quiberon, à l'extérieur du Golfe du Morbihan (Figure 4) afin de vérifier si la station « Creizic » plus proche de l'entrée du golfe, présente des caractéristiques plus océaniques que la station « Roche Colas ». Pour cette partie, les concentrations en oxygène dissous au fond ont été converties en pourcentage de saturation (rapport de la concentration à la saturation).

Le test t de Student a été utilisé pour comparer les résultats des deux stations du golfe sur les jeux de données appariées en température, salinité, oxygène dissous, Chl-a et concentrations

en nutriments afin de rechercher d'éventuelles différences entre les stations. Ces tests ont été réalisés sur les périodes d'évaluation fixées par la DCE pour chaque paramètre.

Une analyse de variance (ANOVA) à 2 facteurs a également été réalisée pour les paramètres hydrologiques (salinité, température, O<sub>2</sub> dissous au fond et Chl-a) avec comme facteurs de variabilité : la station et l'année. Ce test a permis de vérifier si la variabilité interannuelle dépassait la variabilité interstations.

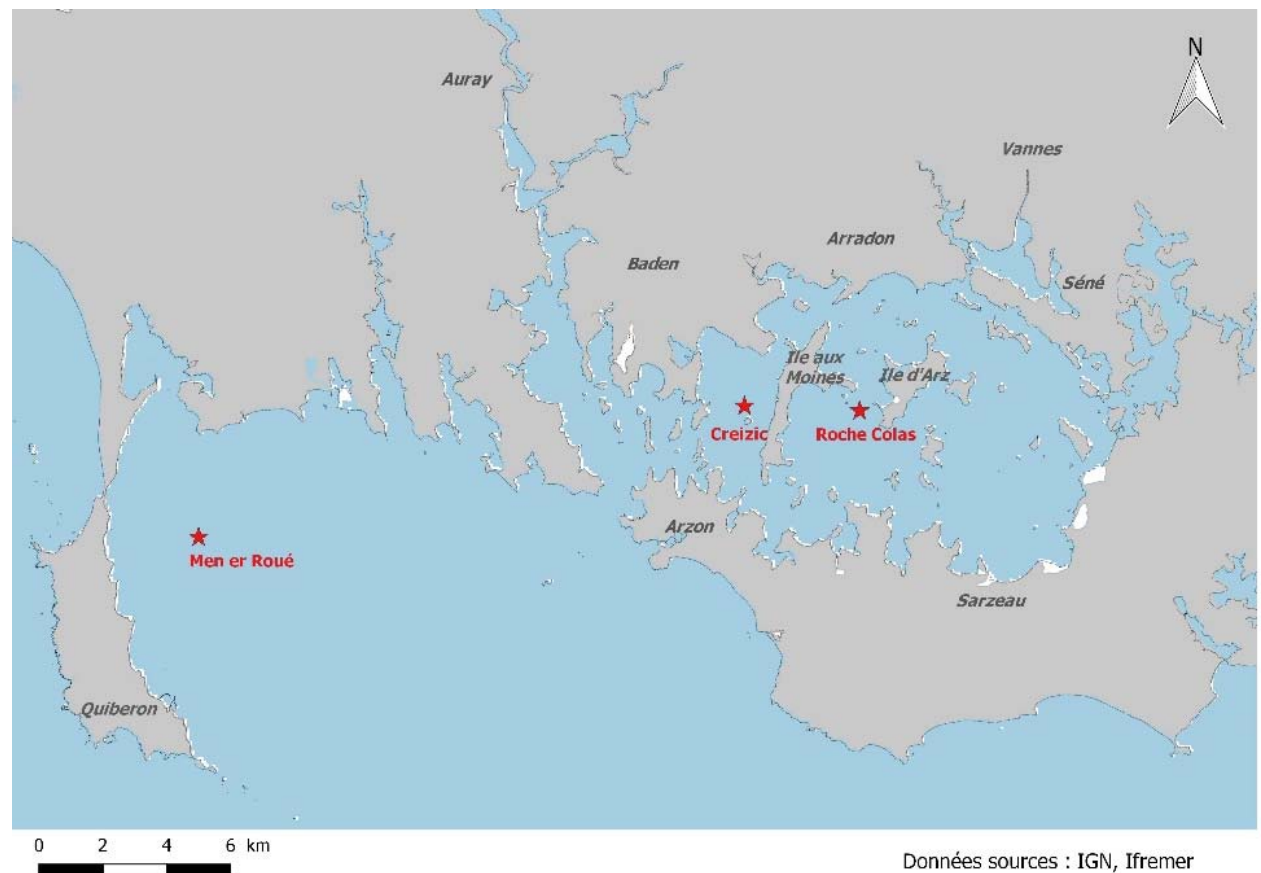


Figure 4. Positionnement des stations d'étude.

### 2.4.3 Nutriments et facteurs limitants

Pour les deux années d'étude qui ont fait l'objet de mesures de nutriments mensuelles, l'évolution saisonnière de la limitation par les nutriments a été étudiée pour les stations « Roche Colas » et « Creizic ». En effet le rôle de facteur limitant le développement du phytoplancton est souvent joué par les nutriments. L'étude de la limitation de la biomasse phytoplanctonique par les nutriments peut être réalisée sur la base des concentrations en nutriments inorganiques et de leurs rapports molaires. Les concentrations en nutriments ont été comparées aux valeurs en dessous desquelles les nutriments sont considérés comme non accessibles au phytoplancton. Ces valeurs de concentrations, appelées « seuils de limitation » s'appuient sur les constantes d'affinité du phytoplancton pour les nutriments (Fisher *et al.* 1995). Les rapports molaires entre NID, PID et DSi ont été confrontés aux rapports de Redfield pour classer les nutriments par ordre de limitation. Les critères définis par Justić *et al.* (1995) combinent les informations données par les concentrations et les rapports molaires (Tableau 2).

Tableau 2. Critères d'identification du premier nutriment limitant sur la base des concentrations en nutriments dans l'eau (d'après Justić et al. 1995). Les critères associent des seuils de limitation pour chaque nutriment et des conditions sur les valeurs des rapports molaires entre les concentrations de nutriments.

Nutriment limitant	Critères
NID	$NID < 1,0 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $NID:PID < 10$ et $DSi:NID > 1$
PID	$PID < 0,1 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $NID:PID > 22$ et $DSi:PID > 22$
DSi	$DSi < 2,0 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $DSi:NID < 1$ et $DSi:PID < 10$

#### 2.4.4 Indicateurs DCE

Les paramètres hydrologiques mesurés pendant l'étude font partie des éléments de qualité utilisés pour évaluer l'état écologique des masses d'eaux côtières DCE.

La concentration en Chl-a est utilisée pour évaluer l'indice biomasse de l'indicateur phytoplancton DCE.

Les nutriments, la température, la transparence, la salinité et l'oxygène dissous sont les éléments de qualité physico-chimiques retenus comme paramètres de soutien pour la classification DCE de l'état écologique des masses d'eaux côtières. Ces indicateurs physico-chimiques ne peuvent pas déclasser une masse d'eau au-delà de la classe « moyen ».

Les métriques DCE ont été calculées pour ces paramètres selon les méthodes décrites dans le guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (guide REEEL, 2018). Elles ont été calculées sur les deux stations en utilisant les données des trois années d'étude. Les résultats sont seulement indicatifs car ces métriques sont normalement calculées sur une période de 6 ans. Les résultats ont été comparés aux valeurs seuils DCE pour simuler à titre informatif la qualité de la masse d'eau pour ces éléments de qualité.

#### **Indicateur nutriments**

L'indicateur nutriment se calcule à l'échelle d'un écotype nutriment et non d'une masse d'eau. L'écotype nutriment regroupe les masses d'eau situées dans le panache de dilution et de mélange des principaux bassins hydrographiques ou, considérées homogènes au niveau hydrodynamique lorsqu'elles ne sont pas sous l'influence directe d'un fleuve. L'écotype nutriment de cette masse d'eau est « Golfe du Morbihan ». Il regroupe les masses d'eau de transition « Rivière de Crac'h » (GT22), « Rivière d'Auray » (GT23), « Rivière de Vannes » (GT24), « Rivière de Noyal » (GT25) et la masse d'eau côtière « Golfe du Morbihan » (GC39) (Daniel *et al*, 2020)

La métrique utilisée pour évaluer cet indicateur DCE est la concentration en NID normalisée à 33 de salinité. Elle est calculée à partir des valeurs mensuelles mesurées en sub-surface de novembre à février sur 6 ans. Après avoir déterminé les coefficients de la droite de dilution, les données exceptionnelles sont supprimées par test statistique (données hors de l'enveloppe à 95% de la première régression). Comme seule la masse d'eau côtière de l'écotype nutriment Golfe du Morbihan fait l'objet d'un suivi, le calcul de la métrique pour cet écotype nutriment est réalisé à l'aide des données de cette masse d'eau uniquement.



La grille de qualité correspondant à la typologie de la masse d'eau du Golfe du Morbihan (EC Manche Atlantique 1/26a) permet d'évaluer l'état de la masse d'eau à partir de valeurs seuils (Tableau 3). Des métriques DCE indicatives ont été calculées pour les deux stations en utilisant les concentrations en NID acquises de novembre à février sur la période d'étude de novembre 2016 à décembre 2019.

Tableau 3. Grille de qualité DCE pour l'indicateur nutriments

Valeurs seuils [NID] normalisée à 33 en $\mu\text{mol/L}$	Classe
< 20	Très Bon
]20 – 33] ou {si > 33 et si EQR biomasse > « bon état »}	Bon
si $\geq$ 33 et si EQR biomasse < « bon état »	Inférieur à Bon

### Indicateur oxygène dissous

La métrique utilisée pour évaluer cet indicateur DCE est le percentile 10 (P10) des concentrations mensuelles d'oxygène dissous (mg/L) mesurées au fond entre juin et septembre sur 6 ans. Des seuils ont été fixés afin de classer les masses d'eau en trois états (Tableau 4). Des métriques DCE indicatives ont été calculées pour les stations « Creizic » et « Roche Colas » avec les données acquises pendant les trois années d'étude de juin à septembre, avec une fréquence bimensuelle. Le nombre de données utilisées pour calculer les métriques pendant l'étude est ainsi identique à celui utilisé pour calculer les métriques DCE même si la période est plus courte.

Tableau 4. Grille de qualité DCE pour l'indicateur oxygène dissous

Valeurs seuils en mg/L	Classe
> 5	Très Bon
]5 – 3]	Bon
< 3	Inférieur à Bon

### Indicateur transparence

La métrique de la transparence est le percentile 90 (P90) des données mensuelles de turbidité mesurées en sub-surface de mars à octobre pendant les 6 années du plan de gestion. Une grille de qualité permet également de classer les masses d'eau DCE en 3 états (Tableau 5). Comme pour les autres paramètres physico-chimiques, une métrique indicative a été calculée pour chaque station avec les données de la période d'étude. Les données acquises avec une fréquence bimensuelle ont été utilisées permettant d'avoir le même nombre de données que pour le calcul de la métrique DCE.

Tableau 5. Grille de qualité DCE pour l'indicateur transparence

Valeurs seuils en FNU	Classe
[0 – 7[	Très Bon
]7 – 14]	Bon
> 14	Inférieur à Bon

### Indicateur biomasse

Le ratio de qualité écologique (EQR) biomasse est défini à partir du P90 des concentrations en Chl-a mesurées avec une fréquence mensuelle entre mars et octobre sur six ans. La valeur de référence de cet indice est de 3,33  $\mu\text{g/L}$  pour les masses d'eaux côtières de type Manche-

Atlantique. L'EQR est calculé en divisant la valeur de référence par le P90 des données. Une grille de qualité donne les valeurs seuils d'EQR permettant de définir la classe de la masse d'eau (Tableau 6). Un EQR a été calculé pour les stations « Creizic » et « Roche Colas » avec les données acquises pendant les trois années d'étude de mars à octobre avec une fréquence bimensuelle. Le nombre de données utilisées pour calculer les EQR pendant l'étude est ainsi identique à celui utilisé pour calculer les EQR DCE même si la période est plus courte.

Tableau 6. Grille de qualité DCE pour l'indicateur Biomasse

EQR Biomasse	Classe
]1,00 – 0,76]	Très bon
]0,76 – 0,33]	Bon
]0,33 – 0,17]	Moyen
]0,17 – 0,08]	Médiocre
]0,08 – 0,00]	Mauvais

## 2.5 Comparaison des communautés phytoplanctoniques

### 2.5.1 Paramètres étudiés

Deux types de flores ont été réalisés au cours de l'étude : des « flores totales » pendant une année et des « flores indicatrices » le reste de l'étude.

Les « flores totales » consistent en l'identification et le dénombrement de toutes les cellules phytoplanctoniques présentes dans la chambre de sédimentation et pouvant être identifiées au microscope inversé, c'est-à-dire globalement toutes les cellules dont la taille est supérieure à 20 µm, et celles dont la taille est inférieure mais qui sont en chaîne ou en colonie. Les petites cellules sont dénombrées seulement quand elles sont potentiellement toxiques ou qu'elles présentent de fortes abondances (> 100 000 cell/L). Ce paramètre indique précisément les espèces supérieures à 20 µm présentes dans l'eau.

Les « flores indicatrices », paramètre DCE, consistent, a minima, en l'identification et le dénombrement au microscope inversé des genres de phytoplanctons toxiques (*Alexandrium*, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*) ainsi que de tous les taxons présents dans la chambre de sédimentation à une concentration supérieure à 100 000 cell/L. Ce paramètre est moins précis que celui des « flores totales » et a pour objectif l'étude des blooms de phytoplancton.

Les « flores totales » ont permis d'étudier précisément l'ensemble des communautés phytoplanctoniques présentes sur les deux stations, leurs variations au cours d'une année et la dynamique des blooms. Suite à cette année d'étude, l'analyse des flores indicatrices a été jugée suffisante pour poursuivre l'étude et répondre aux objectifs de la DCE (calcul de l'indicateur) et du suivi sanitaire (dénombrement des espèces toxiques).

### 2.5.2 Analyse des communautés phytoplanctoniques et dynamique des blooms

#### 2.5.2.1 Indicateur de diversité

Les « flores totales », réalisées uniquement lors de la première année de l'étude (mars 2016 – février 2017), ont permis de comparer les variations inter-stations de différents indicateurs :

- la « richesse taxonomique » qui représente le nombre d'unités taxonomiques différentes identifiées dans un échantillon,
- « l'abondance » qui informe sur la somme des cellules phytoplanctoniques dénombrées dans une flore totale,
- « l'équitabilité  $E$  de Piélu » (1975) qui reflète la distribution des taxons, autrement dit la façon dont leur abondance est répartie au sein des taxons. Cet indice est issu du rapport avec l'indice  $H'$  de Shannon-Weaver (1949). Les formules mathématiques sont les suivantes :

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{n} \times \ln \frac{n_i}{n}$$

$n$  = le nombre d'individu dans un échantillon

$n_i$  = le nombre d'individu d'une espèce  $i$  d'un échantillon

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

$S$  = le nombre d'espèce dans un échantillon

### 2.5.2.2 Dynamique des blooms de phytoplancton

L'évolution temporelle et spatiale des blooms dans le Golfe du Morbihan a été comparée sur les deux stations. Les blooms (> 100 000 cell/L) ont été listés. Pour la première année d'étude, lorsqu'un bloom était présent sur au moins l'une des stations, la concentration de l'espèce concernée a pu être précisée grâce au dénombrement de flore totale. Pour les autres années, la concentration « < 100 000 cell/L » a été indiquée, sur la station où l'espèce concernée était présente mais n'avait pas bloomé. En effet, la stratégie d'analyse « flore indicatrice » effectuée en 2018 et 2019 ne permet pas de connaître la concentration exacte des taxons qui ne bloomaient pas lors du prélèvement.

### 2.5.3 Indicateurs DCE et REPHY sanitaire

#### 2.5.3.1 Indicateurs DCE

Le réseau de contrôle de la surveillance DCE s'appuie sur des « flores indicatrices » pour le calcul de l'indice abondance. Cet indice est calculé en prenant en compte le nombre de passage durant la période productive où l'on dénombre au moins un bloom phytoplanctonique, c'est-à-dire la présence d'une espèce avec une concentration supérieure à 100 000 cellules par litre pour les grandes cellules (>20 $\mu$ m), et à plus de 250 000 cellules par litre pour les petites cellules (<20 $\mu$ m). L'indice « abondance » a été calculé sur les deux stations selon les méthodes décrites dans le guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (guide REEEL, 2018). Les résultats de l'indice « abondance » et de l'indicateur « phytoplancton » sont seulement indicatifs car ces métriques sont normalement calculées sur une période de 6 ans. Les résultats ont été comparés aux valeurs seuils DCE pour simuler à titre informatif la qualité de la masse d'eau pour cet élément de qualité.

### Indice abondance

La métrique retenue pour cet indice est le pourcentage d'échantillons pour lesquels au moins un taxon dépasse la concentration-seuil fixée pour un bloom, rapporté au nombre total d'échantillons. La valeur de référence est de 16,7 %, ce qui correspond à deux blooms par an, soit un au printemps et l'autre en été. L'EQR est calculé en divisant la valeur de référence par l'indice abondance. Une grille de qualité donne les valeurs seuils d'EQR permettant de définir la classe de la masse d'eau (Tableau 7).

Tableau 7. Grille de qualité DCE pour l'indice abondance.

Indice Abondance	EQR Abondance	Classe
[0 – 20]	[1,00 – 0,84]	Très Bon
]20 – 39]	]0,84 – 0,43]	Bon
]39 – 70]	]0,43 – 0,24]	Moyen
]70 – 90]	]0,24 – 0,19]	Médiocre
> 90	]0,19 – 0,00]	Mauvais

### Indicateur phytoplancton

L'indicateur « phytoplancton » correspond à la moyenne des EQR des deux indices biomasse et abondance. Une grille de qualité donne les valeurs seuils d'EQR permettant de définir la classe de la masse d'eau (Tableau 8).

Tableau 8. Grille de qualité DCE pour l'indicateur phytoplancton.

EQR Phyto	Classe
[1,00 – 0,80]	Très Bon
]0,80 – 0,38]	Bon
]0,38 – 0,20]	Moyen
]0,20 – 0,13]	Médiocre
]0,13 – 0,00]	Mauvais

#### 2.5.3.2 Indicateur REPHY sanitaire

Les flores phytoplanctoniques à visée sanitaire, utilisées dans le cadre du réseau REPHY sanitaire, s'intéressent uniquement aux espèces phytoplanctoniques productrices de toxines qui sont susceptibles de s'accumuler dans les produits marins de consommation. Les concentrations en phytoplancton toxique ont été comparées et analysées au regard des seuils d'alerte phytoplanctonique des trois principaux genres toxiques :

- *Dinophysis* : dès présence
- *Pseudo-Nitzschia* : 100 000 cell/L (groupe des larges) et 300 000 cell/L (groupe des fines)
- *Alexandrium* : 5 000 cell/L (espèces *A. catenella* et *A. tamarense*), 10 000 cell/L (autres *Alexandrium* comprenant *A. minutum*),

### 3 Résultats

#### 3.1 Contexte hydroclimatique des trois années d'étude

##### 3.1.1 Paramètres climatiques du secteur d'étude

##### 3.1.1.1 Température de l'air

Les écarts à la normale des températures de l'air maximales (température la plus élevée de la journée) enregistrées à Vannes (Figure 5) varient entre  $-1.38^{\circ}\text{C}$  et  $+1.25^{\circ}\text{C}$  sur la période 1976-2015. Pendant les trois années d'étude (2016, 2018 et 2019), la température moyenne annuelle maximale de l'air a été plus chaude que la normale. L'année 2019 se situe parmi les années les plus chaudes depuis 1976 avec un écart de  $+1.18^{\circ}\text{C}$  par rapport à la normale.

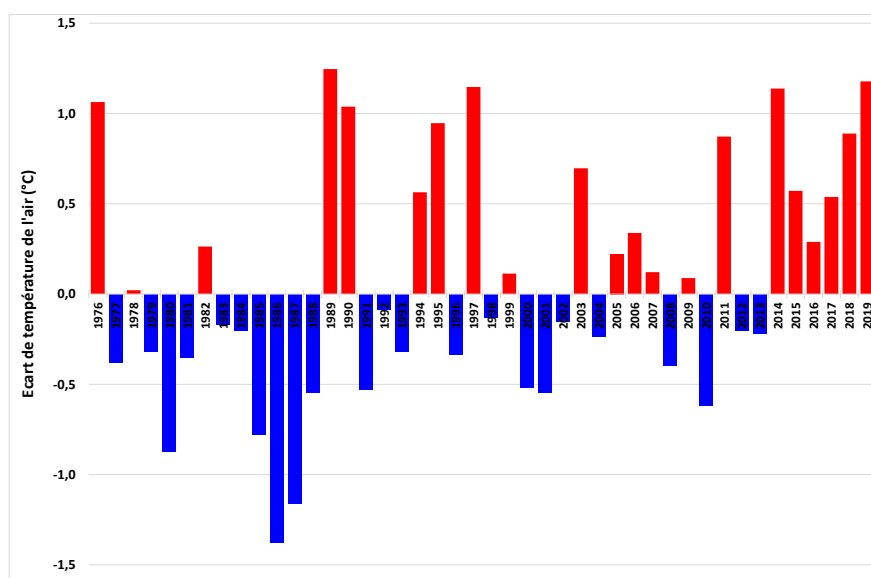


Figure 5. Ecart entre les températures moyennes annuelles maximales dans l'air à Vannes depuis 1976 et la normale (moyenne des températures maximales sur la période 1976-2015) (données Météo France). En bleu, un écart négatif et en rouge, un écart positif.

##### 3.1.1.2 Ensoleillement

Les trois années d'études présentent un déficit d'insolation au printemps qui est plus marqué en 2016 (Figure 6). Les durées d'insolations estivales sont supérieures à la normale et du même ordre de grandeur pour les trois années d'étude. L'automne connaît un ensoleillement important notamment en 2016.

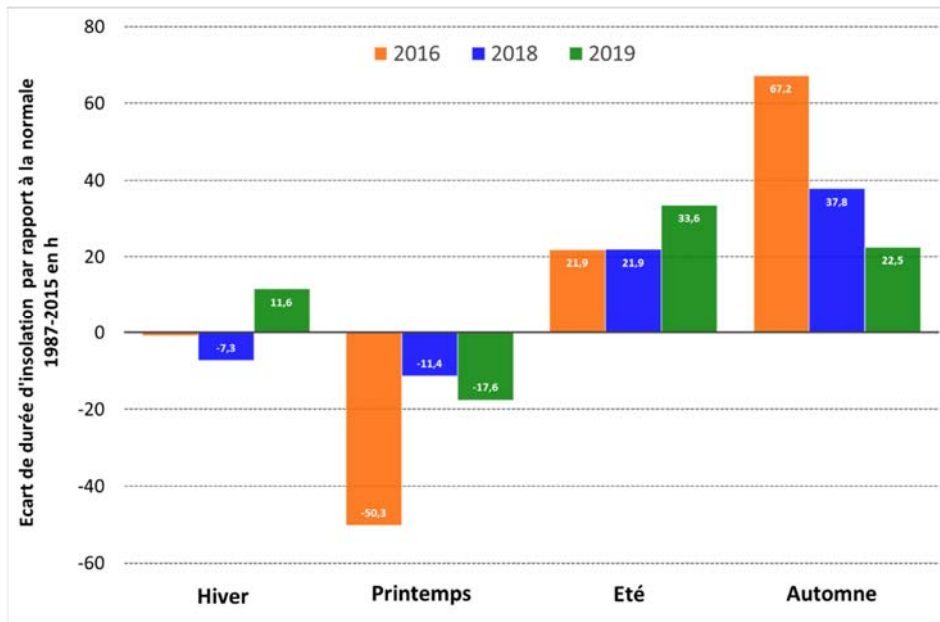


Figure 6. Evolution saisonnière des écarts de durée d’insolation par rapport à la normale 1976-2015 pour les années 2016, 2018 et 2019.

### 3.1.1.3 Pluviométrie et débit

Après un hiver pluvieux, l’année 2016 se caractérise par une pluviométrie très déficitaire le reste de l’année (Figure 7). La pluviométrie enregistrée en 2018 est proche de la normale toute l’année. En 2019, après un hiver déficitaire en précipitation, la pluviométrie se situe au-dessus de la normale toute l’année et la fin de l’automne est marquée par une très forte pluviométrie.

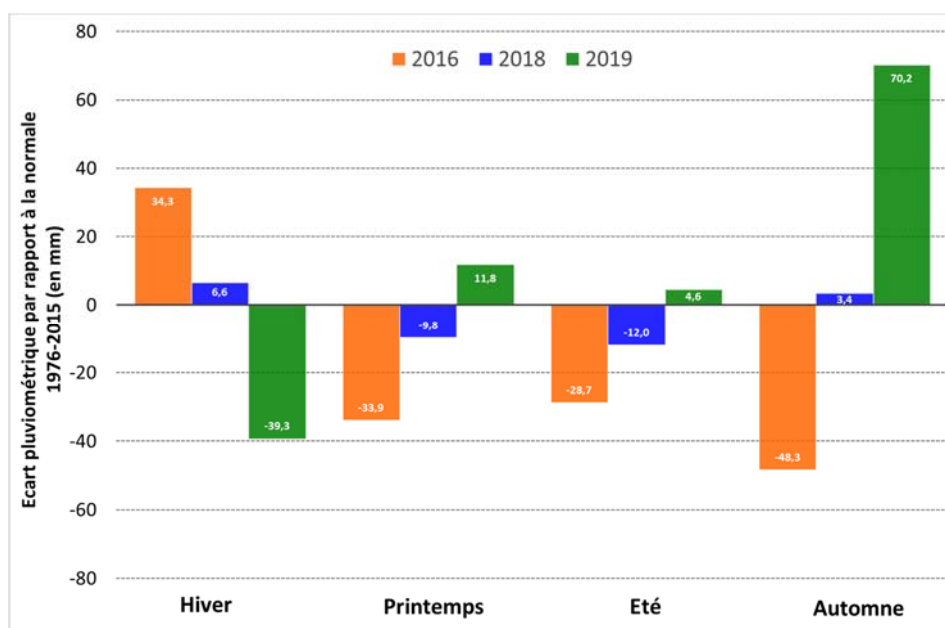


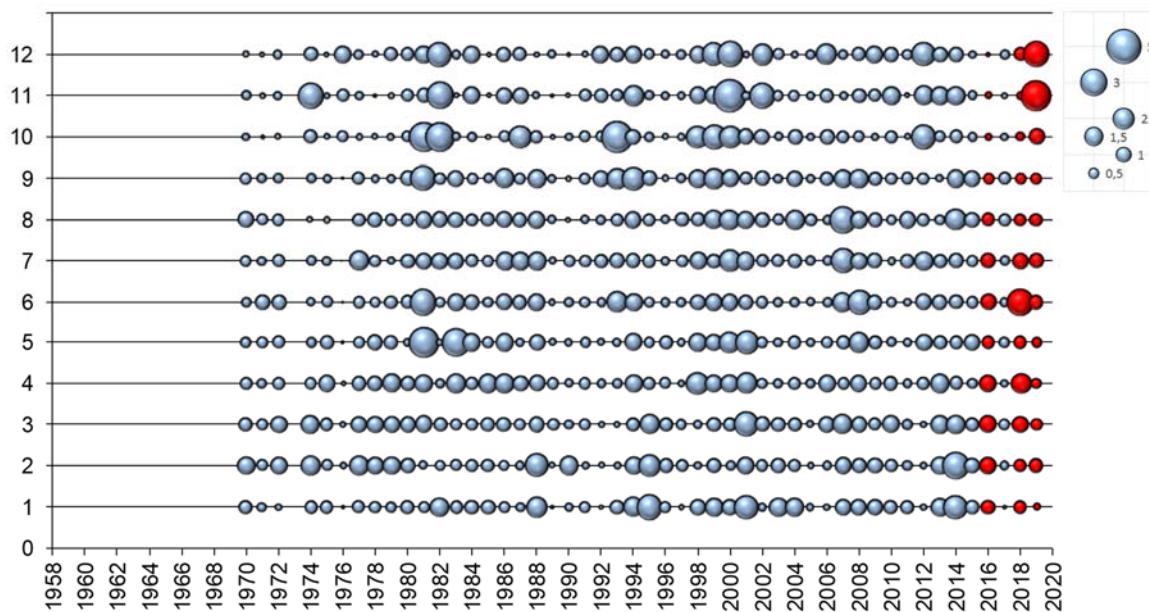
Figure 7 : Evolution saisonnière des écarts pluviométriques par rapport à la normale 1976-2015 pour les années 2016, 2018 et 2019.

En 2016, le débit de la Loire est déficitaire en janvier puis l'hydraulicité des deux fleuves est proche de 1 jusqu'en mai (Figure 8). Après un mois de mai qui connaît des débits un peu plus bas que la moyenne (en relation avec la plus faible pluviométrie dans le Morbihan), le mois de juin est marqué par une crue exceptionnelle de la Loire (liée aux pluies intenses en tête de bassin versant). Le débit moyen de la Loire au mois de juin est le plus élevé de l'année. L'hydraulicité reste proche de 1 en juillet et août pour les deux fleuves puis les débits sont ensuite faibles et largement inférieurs à la normale pendant le reste de l'année.

En 2018, l'hydraulicité de la Loire oscille entre 1 et 2 jusqu'en juillet (Figure 8). Les débits de la Vilaine sont plus irréguliers dans cette première partie de l'année avec de faibles débits en janvier, février et mai et des débits élevés en mars, avril et surtout en juin qui enregistre une des plus fortes hydraulicités depuis 1970. A partir du mois d'août, les débits de la Vilaine et de la Loire sont très déficitaires.

En 2019, les débits de la Loire sont très faibles jusqu'en octobre (Figure 8). L'hydraulicité de ce fleuve est inférieure à 1 jusqu'au mois de mai, puis elle est proche de 1 de juin à août. L'hydraulicité des deux fleuves est élevée en novembre et décembre en lien avec la pluviométrie importante.

(a) Vilaine



(b) Loire

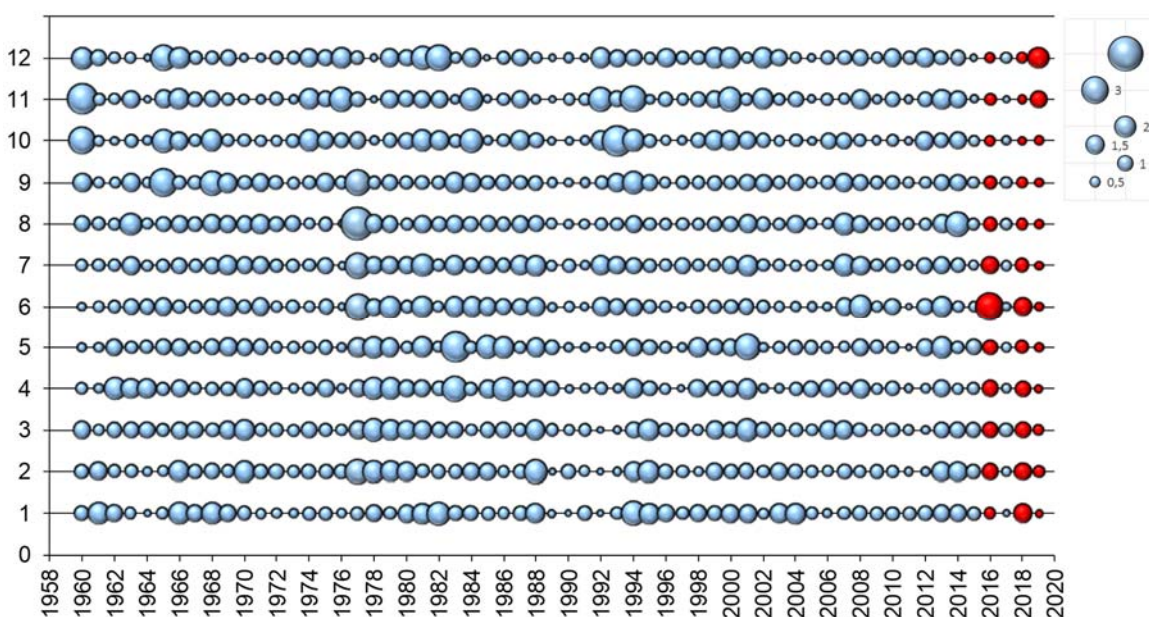


Figure 8. Hydraulicité mensuelle de la Vilaine de 1970 à 2019 (a) et de la Loire de 1960 à 2019 (b). Le cartouche fait correspondre la taille des sphères aux valeurs d'hydraulicité. Par exemple, une valeur de 0,5 en mai 1970 indique que ce débit représente la moitié du débit moyen calculé à partir de tous les mois de mai de 1970 à 2019. Les années d'étude sont représentées en rouge.



### 3.1.2 Paramètres hydrologiques à la station « Creizic »

Les températures de l'eau de mer en sub-surface pendant la période productive (mars à octobre) se situent en 2016 au milieu de l'enveloppe des températures observées sur cette station depuis 2015 (Figure 9). Les températures estivales sont plus chaudes en 2018 et 2019, dépassant 20°C en août 2018 et en juillet 2019.

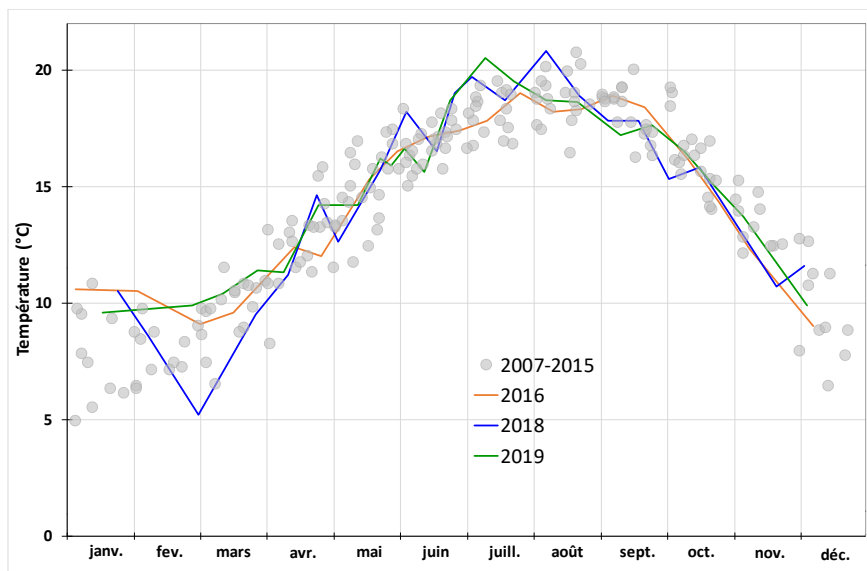


Figure 9. Evolution des températures de sub-surface en 2016, 2018 et 2019 à la station « Creizic » comparées aux observations de la période 2007-2015.

Des dessalures en surface sont enregistrées en février 2016 et 2019 (Figure 10). La salinité hivernale est plus élevée en 2018 et une dessalure tardive est enregistrée au mois d'avril. Les salinités se situent ensuite au milieu de l'enveloppe des observations de la période 2007-2015 jusqu'à fin août, excepté début juillet 2018 où une salinité plus faible est enregistrée en lien avec la crue de la Loire observée en juin et certainement conjuguée avec les apports du bassin versant du golfe compte tenu de la forte pluviométrie enregistrée dans le Morbihan. A partir de septembre, des salinités élevées sont observées en 2016 et 2018 et sont concomitantes avec les faibles débits de la Loire et de la Vilaine. Une dessalure est enregistrée en décembre 2019 probablement liée aux débits élevés des deux grands fleuves et aux apports du bassin versant du golfe.

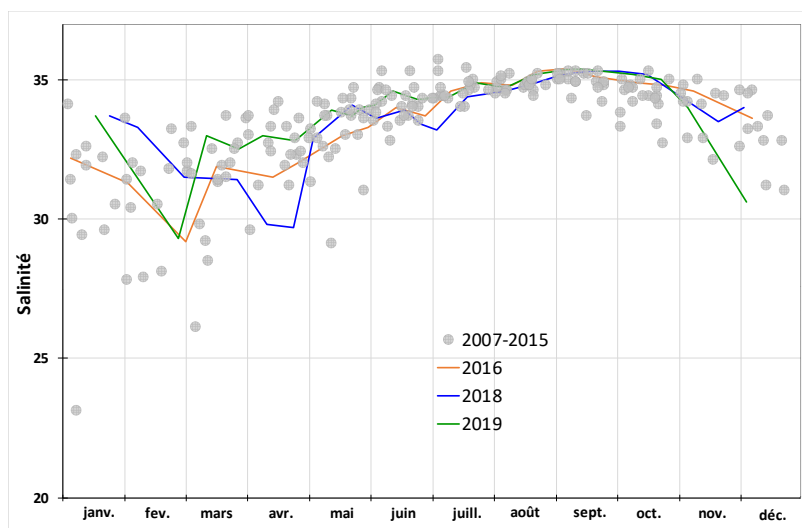


Figure 10. Evolution des salinités de sub-surface en 2016, 2018 et 2019 à la station « Creizic » comparées aux observations de la période 2007-2015.

L'évolution de la concentration en Chl-a à la station « Creizic » est similaire pour les trois années d'étude avec un premier bloom phytoplanktonique en mars et un second bloom en mai (Figure 11). A partir de mi-juin, la biomasse est faible au cours des trois années d'étude. On note seulement une légère augmentation de la biomasse début novembre 2016 et début août 2018.

En revanche, l'amplitude des blooms printaniers est différente avec une augmentation de la biomasse très faible en mars 2019. La fréquence de prélèvement n'a peut-être pas permis l'observation du maximum de Chl-a pour les premiers blooms printaniers de 2016 et 2019.

Enfin les crues de la Loire en juin 2016 et de la Vilaine en juin 2018 n'ont pas eu de conséquence sur la biomasse du mois de juillet. Les apports de la Loire et de la Vilaine qui se produisent pendant la période productive pourraient avoir moins d'impact sur le fonctionnement du golfe du Morbihan. Les nutriments pourraient être consommés lors du transit des eaux dans les secteurs plus proches des sources fluviales.

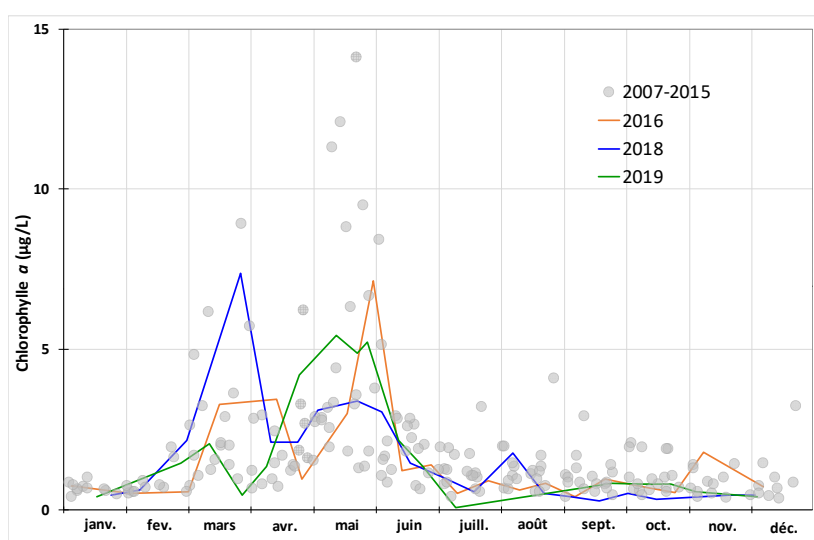


Figure 11. Evolution des teneurs en Chl-a de sub-surface en 2016, 2018 et 2019 à la station « Creizic » comparées aux observations de la période 2007-2015.

### 3.1.3 Synthèse de la caractérisation hydroclimatique annuelle

Les trois années possèdent des caractéristiques hydroclimatiques assez différentes qui permettent d'étudier les réponses hydrologiques et biologiques des deux stations dans des contextes contrastés.

Après un hiver pluvieux, **l'année 2016 a présenté un déficit de précipitations dans le Morbihan**. Les hydraulicités de la Vilaine et de la Loire ont été inférieures ou proches de 1, excepté **en juin pour la Loire qui a connu une crue exceptionnelle**. L'intensité des deux blooms **phytoplanktoniques printaniers était moyenne puis la biomasse estivale a été faible**.

L'année 2018 a été marquée par de **fortes précipitations en mars et juin** qui ont engendré des crues de la Loire et de la Vilaine. Un premier **bloom phytoplanktonique de forte amplitude**, puis un second bloom plus faible ont été observés au printemps, puis la **biomasse estivale a été faible**.

L'année 2019 a été **sèche jusqu'à octobre** avec une pluviométrie hivernale très déficitaire et l'hydraulicité des deux fleuves est plutôt faible à l'exception des mois de novembre et décembre. Le premier bloom **phytoplanktonique de mars a une amplitude plus faible que le second bloom enregistré en mai**.

## 3.2 Comparaison des paramètres hydrologiques

### 3.2.1 Paramètres généraux

#### 3.2.1.1 Salinité

Les salinités des deux stations du golfe sont du même ordre de grandeur que celles de la station « Men er Roué » (Figure 12), suggérant une influence plus importante des apports terrestres extérieurs (Loire et Vilaine) que celle des apports du bassin du golfe.

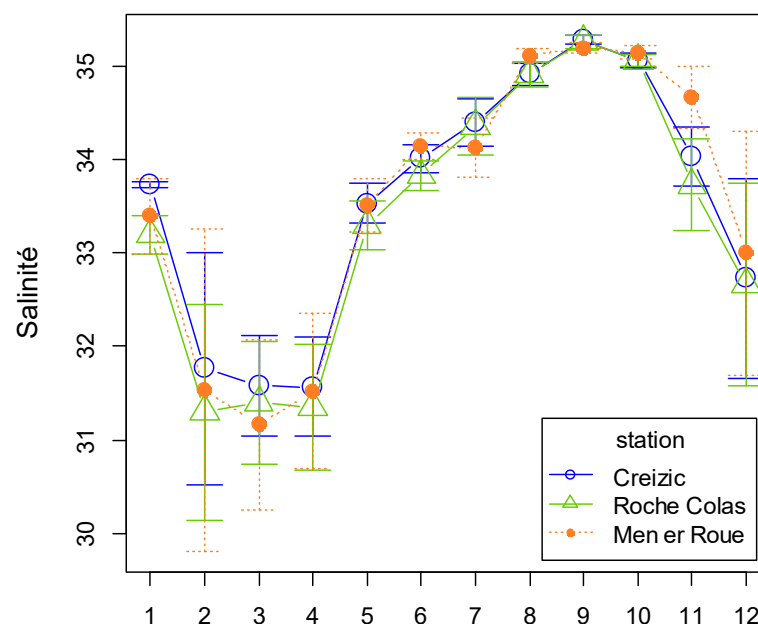


Figure 12. Evolution des salinités moyennes mensuelles sur les trois années d'étude aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué ».

L'évolution interannuelle de la salinité de sub-surface est similaire sur les deux stations pendant la période d'étude (Figure 13). Des dessalures plus ou moins marquées sont observées en hiver et au début du printemps. Les valeurs de salinité dépassent ensuite 33 et atteignent la salinité des eaux du Golfe de Gascogne (35) pendant la période estivale. On note une baisse de salinité début juillet 2018 pour les deux stations, qui coïncide avec une augmentation des débits de la Loire et de la Vilaine. Les deux stations semblent donc soumises aux mêmes apports en eau douce. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée pour les deux stations (Figure 14), montre que le paramètre salinité est corrélé négativement avec le débit de la Loire. Cette corrélation négative est moins marquée avec le débit de la Vilaine. Les deux stations du Golfe du Morbihan semblent donc être plus influencées par la Loire que par la Vilaine.

Très peu de stratifications halines ont été enregistrées sur les deux stations pendant la période d'étude (Annexe 1, Figure 33).

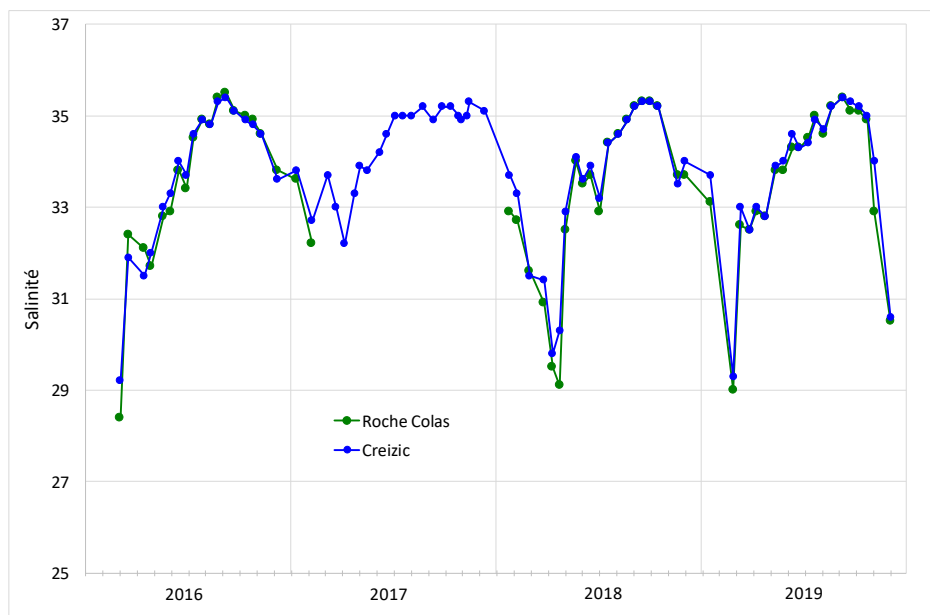


Figure 13. Evolution de la salinité de sub-surface entre 2016 et 2019 aux stations « Creizic » et « Roche Colas ».

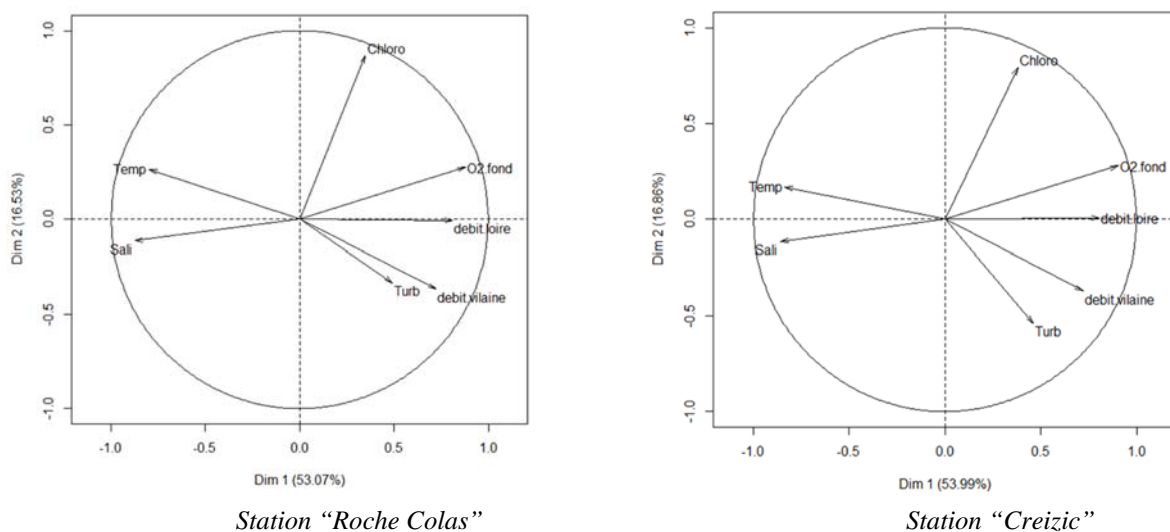


Figure 14. Analyse en Composantes Principales (ACP) des paramètres hydrologiques pour les stations « Roche Colas » et « Creizic » en sub surface.

La salinité moyenne mensuelle sur les trois années d'étude est très souvent légèrement plus faible à « Roche Colas » qu'à « Creizic » (Figure 12). Le test t de student indique qu'il existe une différence significative entre les deux stations (p-value < 0,05 ; Tableau 9). Les apports d'eau douce du bassin du golfe pourraient être responsables de cette différence de salinité en impactant un peu plus la station « Roche Colas ». L'ANOVA 2 facteurs (station et année) montre que la variabilité interstation est plus significative que la variabilité interannuelle (valeur de p-value plus faible pour le facteur station (Tableau 10)).

Tableau 9. Résultats du test t de Student pour la comparaison des variables hydrologiques des stations Creizic (C) et Roche Colas (RC) pour les années d'étude 2016, 2018 et 2019 (au fond pour l'oxygène dissous et en sub-surface pour les autres paramètres). P-value en rouge si valeur < 0.05 indiquant une différence significative.

	Période	Nombre échantillons	Moyenne des différences C - RC	Ecart-type	Valeur t	p-value
Température (°C)	mars à oct.	47	-0.535	0.632	-5.873	<b>0.000004</b>
Salinité	année	59	0.155	0.316	3.794	<b>0.0003516</b>
Turbidité (FNU)	mars à oct.	47	-1.006	1.043	-6.6868	<b>0.000000</b>
Oxygène dissous (mg/L)	juin à sept.	23	-0.004	0.199	-0.10264	0.9191
Chl-a(mg/L)	mars à oct.	47	-0.501	0.654	-5.3094	<b>0.0000029</b>
NID (µmol/L)	année	27	-0.021	2.421	-0.0460	0.9636
PID (µmol/L)	année	27	0.019	0.053	1.8457	0.07593
DSi (µmol/L)	année	27	-0.918	1.839	-2.6406	<b>0.01359</b>

Tableau 10. Résultats de l'ANOVA 2 facteurs (station et année) sur les données hydrologiques des stations Creizic et Roche Colas pour les années d'étude 2016, 2018 et 2019 (au fond pour l'oxygène dissous et en sub-surface pour les autres paramètres).

	Salinité	Température (mars à oct.)	Turbidité (mars à oct.)	O2 dissous (juin à sept.)	Chl-a (mars à oct.)
p-value station	0.6087	0.4741	0.0029	0.9633	0.1845
p-value année	0.7427	0.9421	0.5371	0.7794	0.9567

### 3.2.1.2 Température

Les températures enregistrées en sub-surface sur les deux stations sont similaires de janvier à avril (Figure 15) pendant la période d'étude.

Les températures de l'eau sont ensuite plus élevées à « Roche Colas » qu'à « Creizic » jusqu'à début septembre avec un écart maximum en juillet et en août. Cet écart atteint 1,9°C en août 2018 (Figure 16). Ces températures plus faibles à « Creizic » sont liées au fait que la partie occidentale du golfe est plus influencée par l'océan qui tamponne les écarts thermiques. Les températures mesurées à la station « Creizic » sont d'ailleurs proches de celles observées à la station « Men er Roué » (Figure 15).

En novembre et décembre, la température observée à « Roche Colas » est légèrement plus faible qu'à la station « Creizic ».

La différence de température entre les deux stations est significative ( $p$ -value < 0.05 ; Tableau 9). La moyenne des différences entre « Creizic » et « Roche Colas » est de  $-0,53^{\circ}\text{C}$  sur la période productive de mars à octobre, et la variabilité interstation est plus significative que la variabilité interannuelle (Tableau 10).

La colonne d'eau est homogène en température quasiment toute l'année (Annexe 1, Figure 34) en raison du brassage vertical généré par les courants importants. La différence de température entre le fond et la surface dépasse  $0,5^{\circ}\text{C}$  seulement deux fois à « Roche Colas » :  $0,5^{\circ}\text{C}$  le 6/09/16 et  $0,8^{\circ}\text{C}$  le 23/05/18. Il n'y a pas de stratification thermique à ces deux dates à la station « Creizic ». Les températures observées sur les deux stations sont du même ordre de grandeur que celles observées à la station « Men er Roué ».

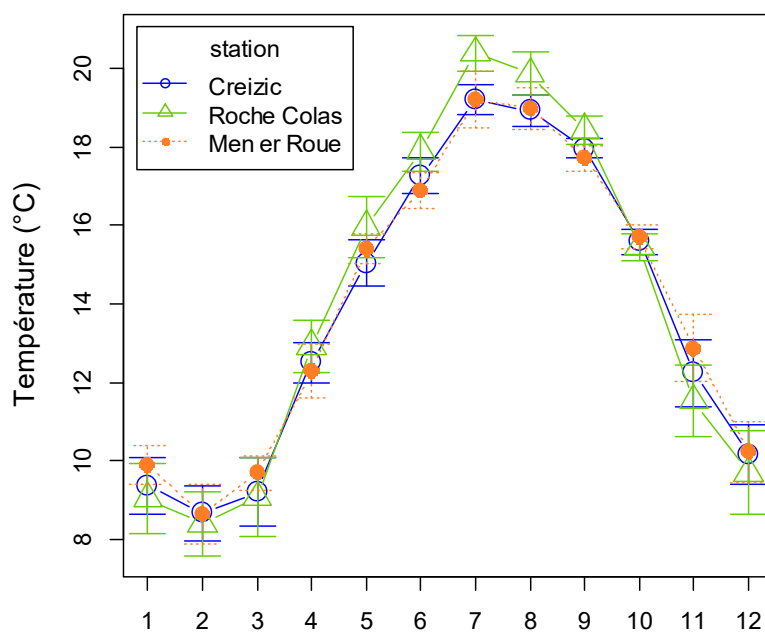


Figure 15. Evolution des températures moyennes mensuelles sur les trois années d'étude aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué ».

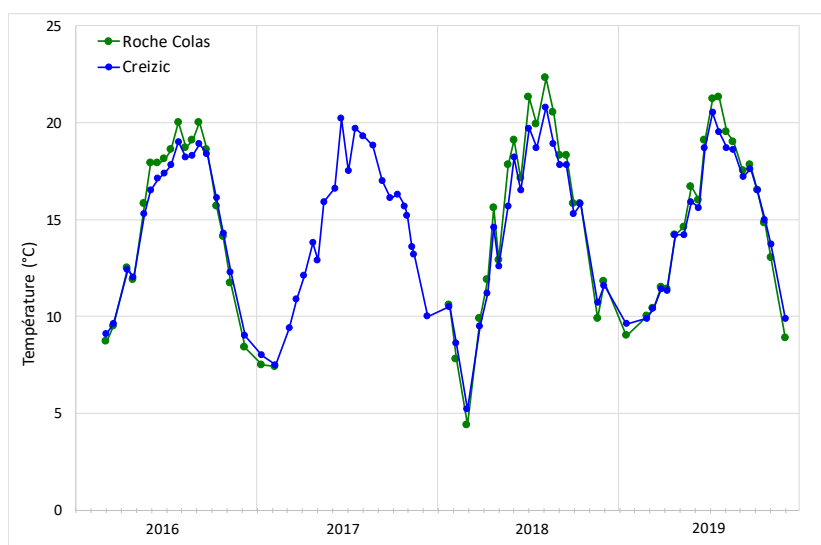


Figure 16. Evolution de la température de sub-surface entre 2016 et 2019 aux stations « Creizic » et « Roche Colas ».

### 3.2.1.3 Turbidité

La turbidité moyenne de « Creizic » est proche de la turbidité enregistrée à la station « Men er Roué » (Figure 17), à l'exception des valeurs moyennes i) de février 2017 car le prélèvement n'a pas été réalisé le même jour que ceux dans le golfe du Morbihan et ii) juillet 2018 car une valeur élevée de turbidité a été enregistrée à « Men er Roué » probablement en lien avec un bloom à *Lepidodinium chlorophorum*).

Les turbidités hivernales mesurées sur les deux stations pendant la période d'étude sont similaires avec une seule valeur de turbidité élevée (> 30 FNU) enregistrée en février 2017 lors d'un épisode de vent très fort (Figure 18).

Pendant la période productive (mars à octobre), les turbidités sont presque systématiquement plus élevées à « Roche Colas » qu'à « Creizic ». La turbidité est en moyenne deux fois plus élevée à « Roche Colas » (Figure 19).

Le test t de Student montre que la différence de turbidité entre « Roche Colas » et « Creizic » est significative pendant la période productive (Tableau 9). Cette différence interstation est plus importante que la variabilité interannuelle (Tableau 10).

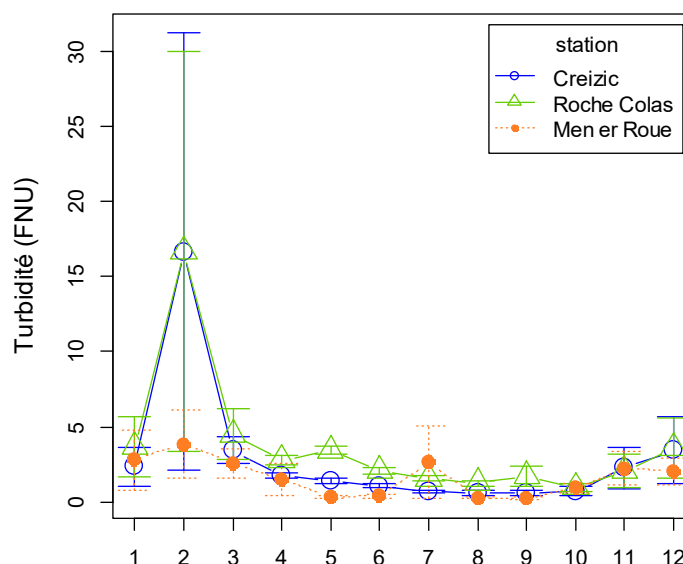


Figure 17. Evolution des turbidités moyennes mensuelles sur les trois années d'étude aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué ».

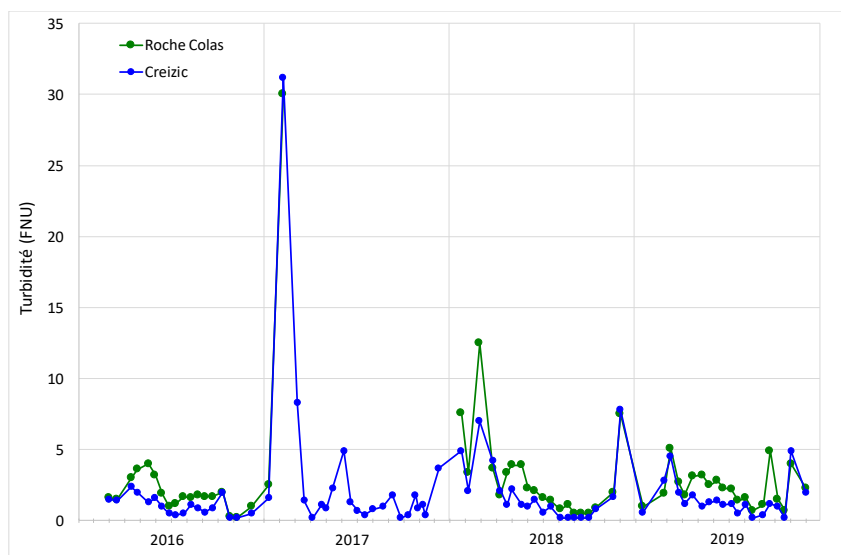


Figure 18. Evolution de la turbidité de sub-surface entre 2016 et 2019 aux stations « Creizic » et « Roche Colas ».

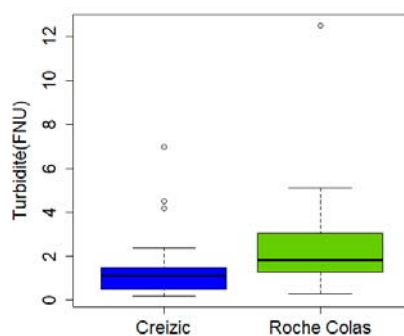


Figure 19. Comparaison en boîte de dispersion de la turbidité en sub-surface des stations « Creizic » et « Roche Colas » pour les années d'étude 2016, 2018 et 2019. Les variables sont comparées sur les mêmes périodes que le tableau 8.

### 3.2.1.4 Oxygène dissous

Pendant la période estivale, les teneurs en oxygène dissous sont plus élevées sur les deux stations du Golfe qu'à la station « Men er Roué » (Figure 20).

L'évolution des pourcentages de saturation est similaire sur les deux stations du Golfe avec des valeurs qui restent proches de la saturation pendant les trois années d'étude (Figure 21). Dans ce milieu brassé par les courants, aucune hypoxie de fond n'est enregistrée. Les pourcentages en saturation restent supérieures à 80% pendant toute la durée de l'étude. Comme pour les autres paramètres hydrologiques, il y a très peu de stratification et les teneurs en oxygène enregistrées au fond et en sub-surface sont similaires (Annexe 1, Figure 35). Des sursaturations sont mesurées pendant les périodes printanières et estivales qui sont liées à la production d'oxygène dissous par le phytoplancton. En effet, l'évolution des pourcentages de saturation



moyens (Figure 20) est similaire à l'évolution de la teneur en Chl-a de surface (Figure 25) pour les deux stations.

Sur la période de juin à septembre, période d'évaluation DCE, les pourcentages de saturation ne sont pas significativement différents entre les deux stations (Tableau 9, Figure 22).

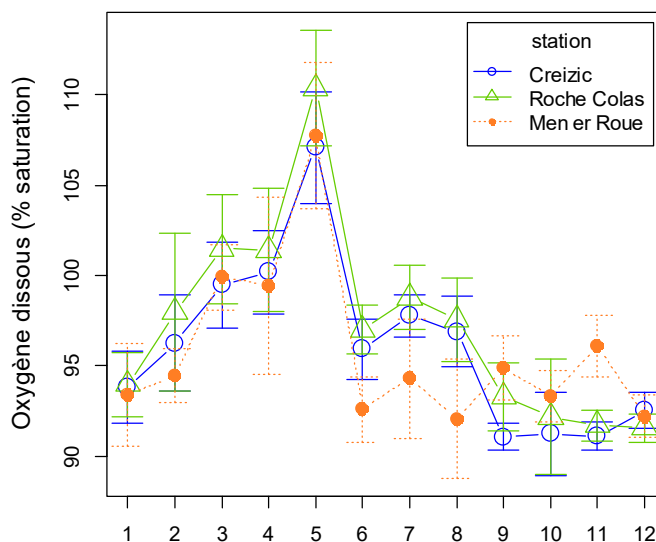


Figure 20. Evolution des pourcentages de saturation en oxygène dissous moyens mensuels au fond sur les trois années d'étude aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué ».

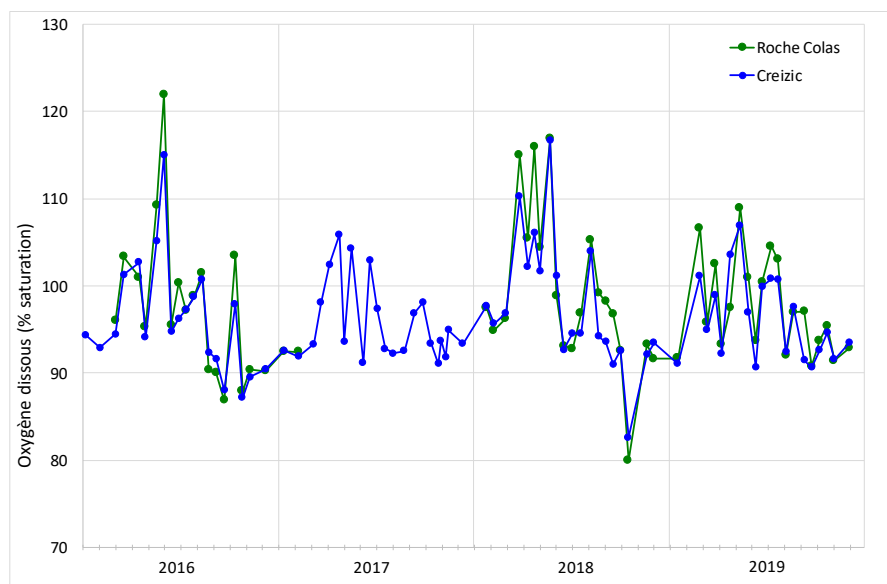


Figure 21. Evolution du pourcentage de saturation en oxygène dissous au fond entre 2016 et 2019 aux stations « Creizic » et « Roche Colas ».

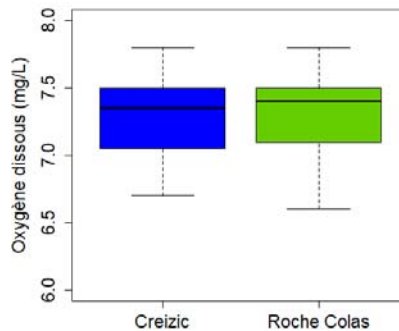


Figure 22. Comparaison en boîte de dispersion de l’oxygène dissous au fond des stations « Creizic » et « Roche Colas » pour les années d’étude 2016, 2018 et 2019. Les variables sont comparées sur les mêmes périodes que le tableau 8.

### 3.2.2 Nutriments

Les moyennes mensuelles maximums sont atteintes en fin d’hiver pour les trois nutriments sur les deux stations « Creizic » et « Roche Colas » (Figure 23). Les stocks hivernaux de nutriments des deux stations du Golfe du Morbihan sont similaires à ceux de la station « Men er Roué » en baie de Quiberon.

Les trois nutriments diminuent à partir de mars en lien avec le développement du phytoplancton qui assimile ces nutriments. Les concentrations en nutriments sont minimales en même temps sur les deux stations : en mai pour le DSi et en juin pour le PID et le NID. Les concentrations en DSi augmentent à partir de juin sur les deux stations du golfe et sur la station « Men er Roué » (Figure 23-C2). Même si une crue de la Loire a lieu fin juin 2018, cette augmentation ne semble pas liée aux apports fluviaux car les concentrations en NID n’augmentent pas dans le même temps (Figure 23-A1). Cette augmentation pourrait être liée au recyclage des nutriments dans l’eau (dissolution de la silice biogénique en fin d’efflorescence de diatomées) et/ou à l’interface eau-sédiment. Les concentrations en PID augmentent à partir de juillet sur les stations du golfe alors qu’il faut attendre septembre pour observer une augmentation dans les eaux de la baie de Quiberon (Figure 23-B2). Les flux benthiques de nutriments pourraient être à l’origine de l’augmentation des concentrations en PID dans le Golfe du Morbihan, comme en Baie de Vilaine (Souchu, 2018). Les augmentations estivales de PID et DSi sont plus importantes à « Roche Colas » qu’à « Creizic ».

A partir d’octobre, les concentrations des trois nutriments augmentent en lien avec l’augmentation des apports fluviaux (Figure 23).

Les schémas saisonniers de la limitation obtenus en 2018 et 2019 sur les deux stations du golfe du Morbihan sont similaires (Figure 24). Ce schéma saisonnier est conforme au schéma synthétique saisonnier de la limitation par les nutriments, observé dans les eaux du Mor Braz (Rétho, 2019). En hiver, le développement du phytoplancton est limité par la lumière. Au début du printemps, le premier nutriment limitant est le PID qui reflète la stoechiométrie des nutriments dans les eaux fluviales qui présentent un fort excédent de NID par rapport au PID et au DSi. Les trois nutriments peuvent ensuite être limitants au cours du printemps. En été, en période d’étiage des fleuves, le NID devient le nutriment limitant. Le recyclage interne de PID et DSi notamment à

l'interface eau-sédiment peut être à l'origine de la limitation en NID. Le PID redevient le nutriment limitant à l'automne sous l'influence des apports fluviaux.

En juillet 2019, on note cependant une différence de nutriment limitant entre les deux stations. Le NID apparaît comme le premier nutriment limitant à la station « Roche Colas » alors que le PID est encore le nutriment limitant à la station « Creizic ». A cette période, le recyclage des nutriments était peut-être plus important à la station « Roche Colas » qui a retrouvé des concentrations en DSi et en PID non limitantes plus rapidement (Figure 23).

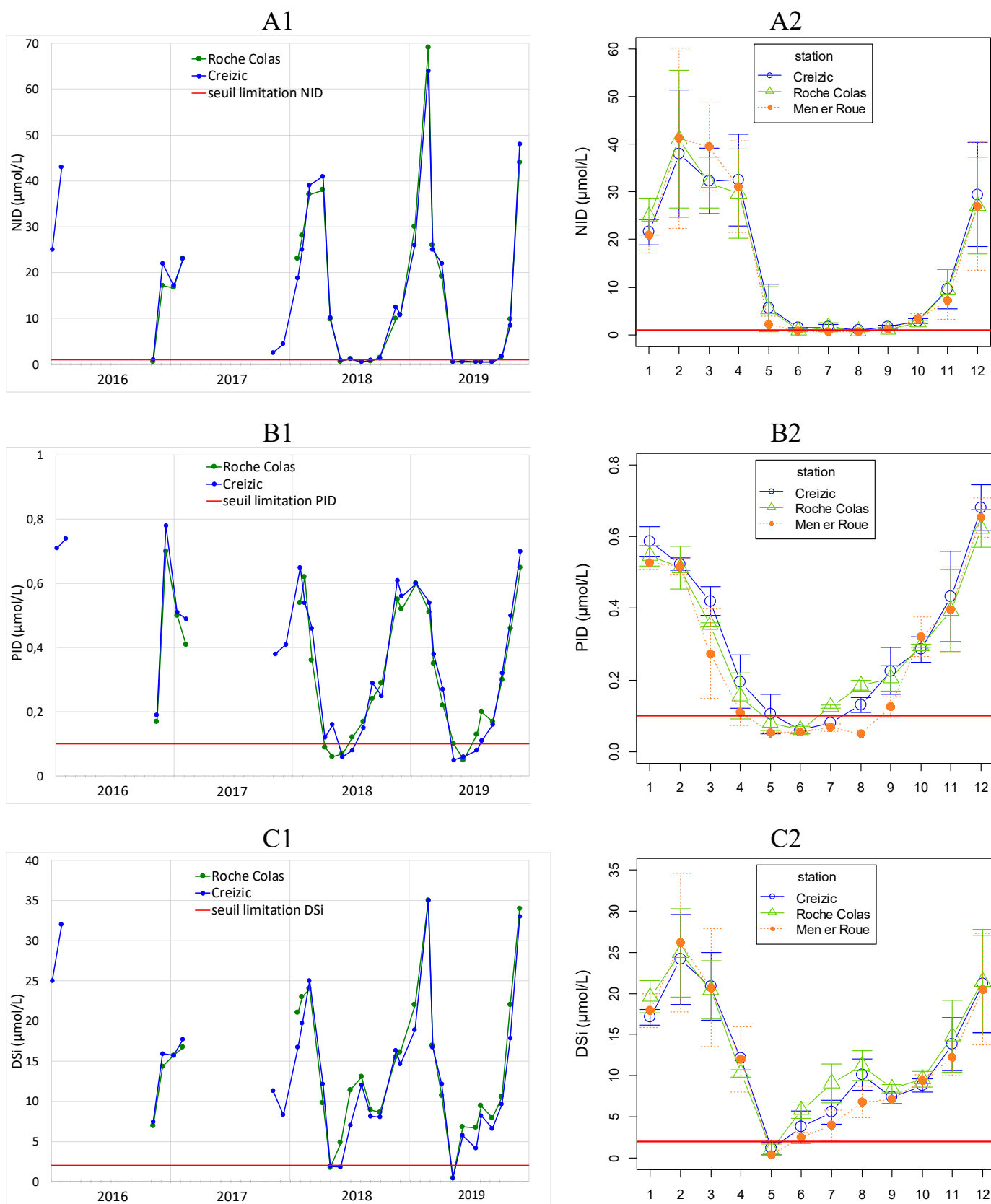


Figure 23. A gauche, évolution des concentrations de NID (A1), PID (B1) et DSi (C1) aux stations « Creizic » et « Roche Colas » pour la période de 2016 à 2019 et à droite, moyennes mensuelles des concentrations de NID (A2), PID (B2) et DSi (C2) aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué » pour la même période. Les seuils de limitation sont représentés par des lignes horizontales rouges.

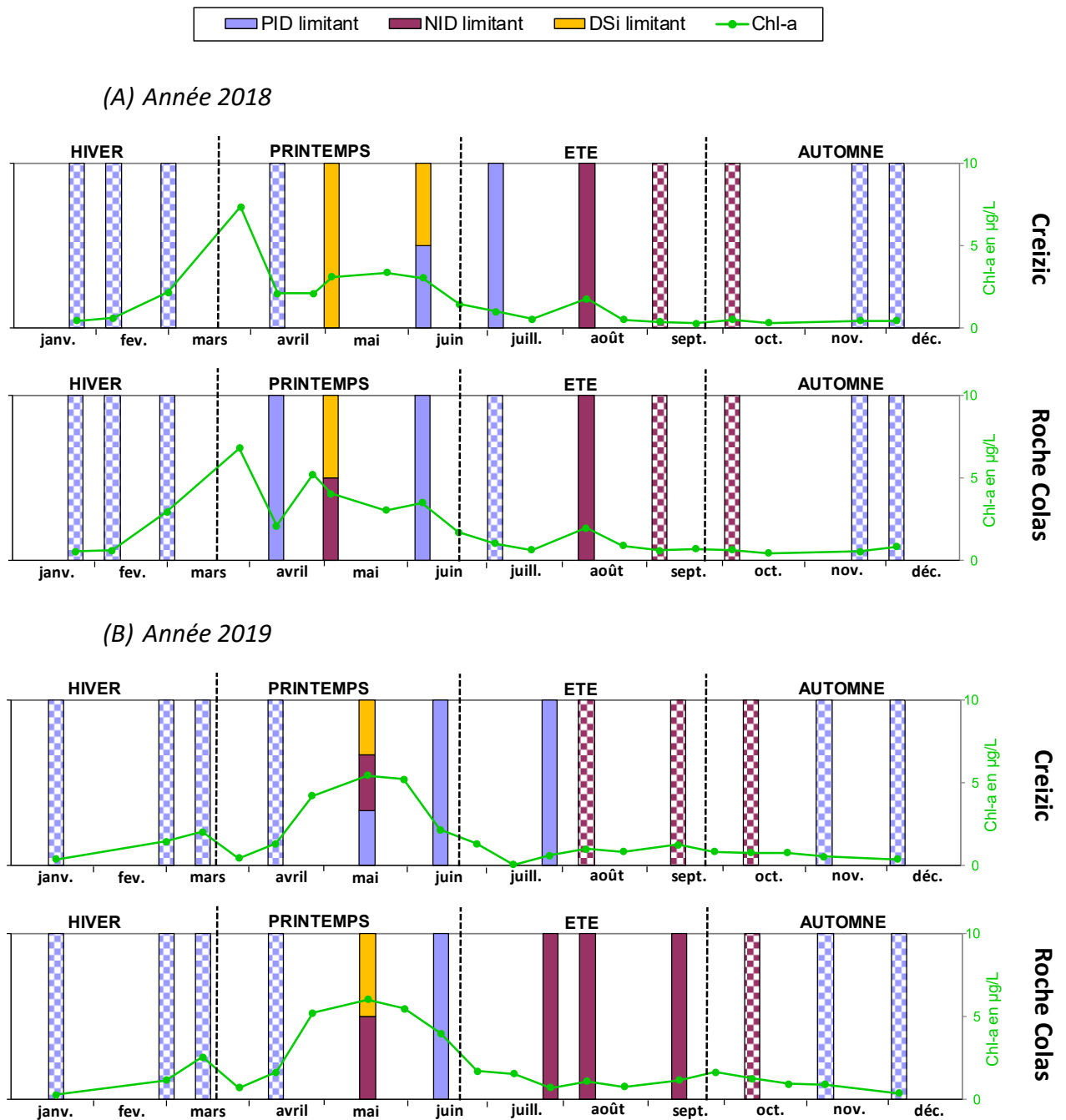


Figure 24. Identification du premier nutriment limitant pour le phytoplancton au cours des années 2018 (A) et 2019 (B) aux stations « Creizic » et « Roche Colas » sur la base des concentrations en nutriments inorganiques mesurées en surface et évolution de la teneur en Chl-a. Les histogrammes en pointillés indiquent une limitation potentielle (nutriment limitant non épuisé).

### 3.2.3 Chlorophylle-a

L'évolution de la teneur en Chl-a est similaire sur les stations « Roche Colas » et « Creizic » avec deux pics successifs au printemps : en mars puis en mai (Figure 25 et Figure 26). La biomasse enregistrée est ensuite faible pendant la période estivale, elle est limitée par le NID. Une légère augmentation de la Chl-a est observée en automne lorsque les apports fluviaux permettent un

enrichissement du milieu en NID. La même évolution est observée sur la station « Men er Roué », extérieure au golfe (Figure 25).

En revanche, les teneurs en Chl-a sont presque systématiquement plus élevées à « Roche Colas » qu'à « Creizic ». L'écart moyen sur la période productive est de 0,5 µg/L et le test t de student indique que cette différence est significative (Tableau 9). De plus, la variabilité interstation est plus significative que la variabilité interannuelle (Tableau 10).

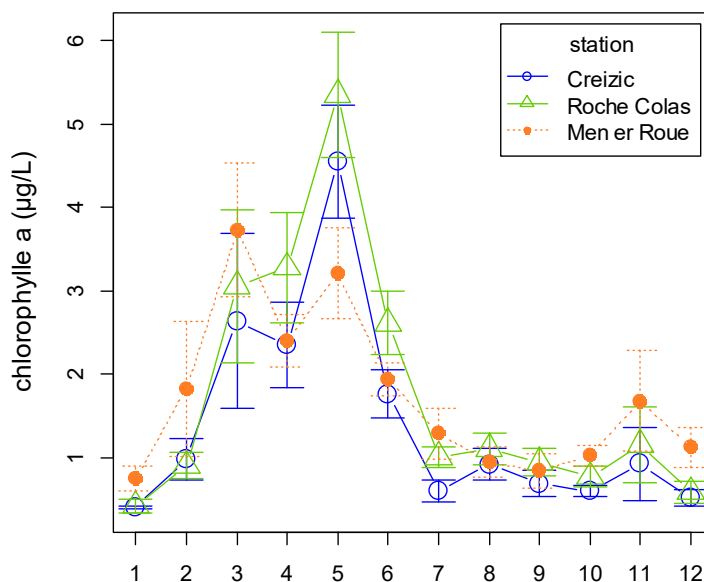


Figure 25. Evolution de la Chl-a moyenne mensuelle sur les trois années d'étude aux stations « Creizic », « Roche Colas » et « Men er Roué ».

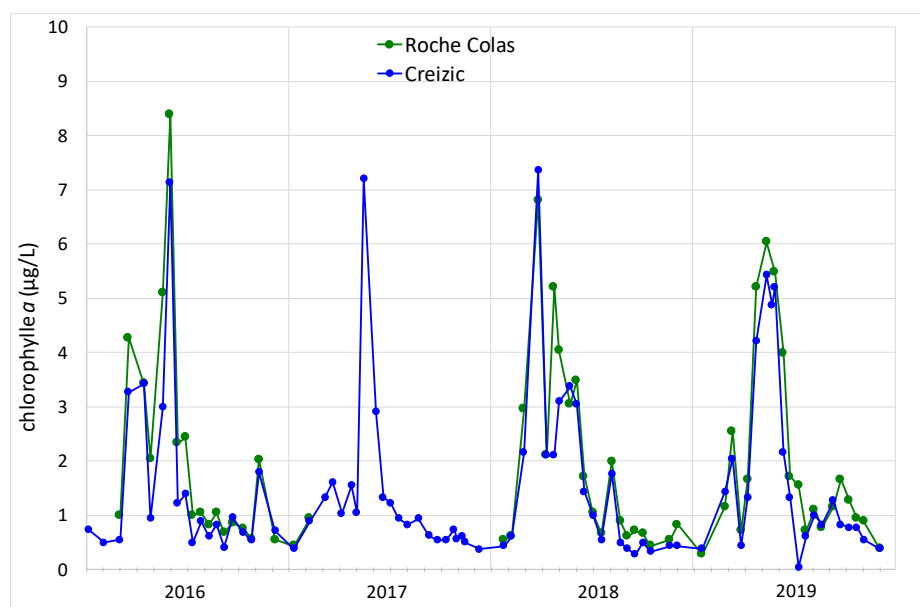


Figure 26. Evolution de la teneur en chlorophylle a en surface entre 2016 et 2019 aux stations « Creizic » et « Roche Colas ».

### 3.2.4 Indicateurs DCE

#### 3.2.4.1 Indicateur nutriments

Les données exceptionnelles (hors de l'enveloppe à 95%) n'ont pas été supprimées pour le calcul de la concentration de NID normalisée à 33 de salinité compte tenu du nombre restreint de données. En outre, les deux calculs (avec et sans exclusion des données exceptionnelles) montraient des résultats similaires avec une différence négligeable étant donné l'incertitude de la méthode de calcul (nombre de données, fréquence de prélèvement, variabilité interannuelle).

La concentration de NID normalisée à 33 de salinité est de de **25,2 µmol/L** à la station « **Creizic** » et de **22,6 µmol/L** à la station « **Roche Colas** » sur la période d'étude (Figure 27). Ces valeurs de concentration sont proches de la valeur obtenue avec la station « Creizic » lors de la dernière évaluation DCE sur la période 2013-2018 (23 µmol/L).

Même si la valeur à la station « Creizic » est légèrement supérieure à celle de la station « Roche Colas », elle permet le même classement de la masse d'eau en « bon état ». (Tableau 3)

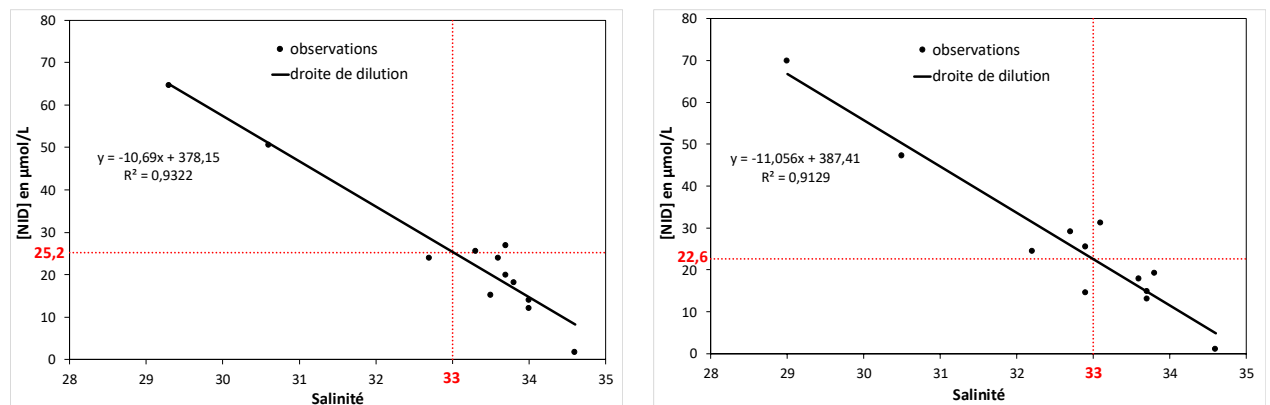


Figure 27. Distribution par rapport à la salinité des concentrations de sub-surface en NID mesurées en hiver au cours de la période d'étude de novembre 2016 à décembre 2019, à la station « Creizic » (à gauche) et à la station « Roche Colas » (à droite). Normalisation de la concentration de NID à 33 de salinité à l'aide de la droite de dilution.

#### 3.2.4.2 Indicateur oxygène dissous

Le P10 des concentrations en oxygène dissous est de **7 mg/L** avec les données acquises pendant l'étude à la station « **Creizic** » et de **6,8 mg/L** avec celles acquises à la station « **Roche Colas** ». Les données des deux stations classent la masse d'eau en « très bon état » (Tableau 4).

#### 3.2.4.3 Indicateur transparence

Le P90 des données de turbidité acquises pendant la période d'étude est de **2,2 FNU** pour la station « **Creizic** » et de **3,9 FNU** pour la station « **Roche Colas** ». Ces valeurs aboutissent à la même classe « très bon état » (Tableau 5).

#### 3.2.4.4 Indice biomasse (Chl-a)

L'EQR calculé sur la période d'étude sur la station « **Creizic** » est de **0,91** et celui calculé sur la station « **Roche Colas** » est de **0,64**. Les deux indices aboutissent à des classes différentes : « très bon » pour la station « Creizic » et « bon » pour la station « Roche Colas » (Tableau 6).

### 3.2.5 Bilan de la comparaison des paramètres hydrologiques sur les deux stations

Les analyses en composantes principales appliquées aux différents paramètres hydrologiques mesurés pendant les trois années d'étude, sont similaires pour les deux stations (Figure 14). Elles **ont donc le même fonctionnement hydrologique avec une colonne d'eau homogène**. Cette absence de stratification est liée au fort brassage vertical dû aux courants importants dans le golfe. Il permet une bonne oxygénation des eaux de fond sur les deux stations et **l'indicateur DCE oxygène dissous est en « très bon état » pour les deux stations**.

**Les températures de l'eau de surface sont plus élevées à « Roche Colas » qu'à « Creizic »** sur la période productive. Elles reflètent **un temps de résidence de l'eau plus long à « Roche Colas »** qui laisse plus de temps au phytoplancton pour se développer comme le montrent les **biomasses (Chl-a) plus élevées**. Sur cette même période, **la turbidité est aussi plus élevée à « Roche Colas »**. L'hypothèse d'une association d'une turbidité plus élevée avec des concentrations plus importantes de phytoplancton reste cependant à confirmer car on note aussi parfois la présence de débris de macroalgues dans les échantillons prélevés à cette station. L'indice biomasse calculé avec les données de l'étude est plus déclassant à la station « Roche Colas » (classement « bon état ») qu'à la station « Creizic » (classement « très bon état »).

Les stocks hivernaux de nutriments sont similaires sur les deux stations. La concentration en NID (normalisée à 33 de salinité) est comparable et permet un classement en « bon état » pour les deux stations. Les mêmes niveaux étant observés sur la station « Men er Roué » (extérieure au golfe), on peut supposer que la principale source de nutriments du golfe en hiver pourrait donc être les apports extérieurs, notamment de la Loire, dont les débits sont bien corrélés avec la salinité des deux stations d'étude. Cependant, les apports locaux du bassin versant du golfe qui n'ont pas été analysés dans cette étude, doivent également contribuer à la fertilisation du Golfe du Morbihan. Les schémas saisonniers de limitation de la biomasse par les nutriments sont similaires pour les deux stations en 2018 et 2019.



### 3.3 Comparaison des communautés phytoplanctoniques

#### 3.3.1 Analyse des communautés phytoplanctoniques et dynamique de blooms

##### 3.3.1.1 La richesse

L'évolution de la richesse en 2016 est similaire aux deux stations (Figure 28). Entre mai et juillet, la richesse est la plus importante de l'année sur les deux stations. A cette période en 2016, elle est légèrement plus élevée à « Creizic » qu'à « Roche Colas ». En comparant avec les teneurs en chlorophylle  $a$  (Figure 26), on s'aperçoit que le premier pic de chlorophylle  $a$  de mai est composé de très peu d'unité taxonomique. En revanche, le pic de juin est composé de deux fois plus d'unité taxonomique, et ceci pour les deux stations.

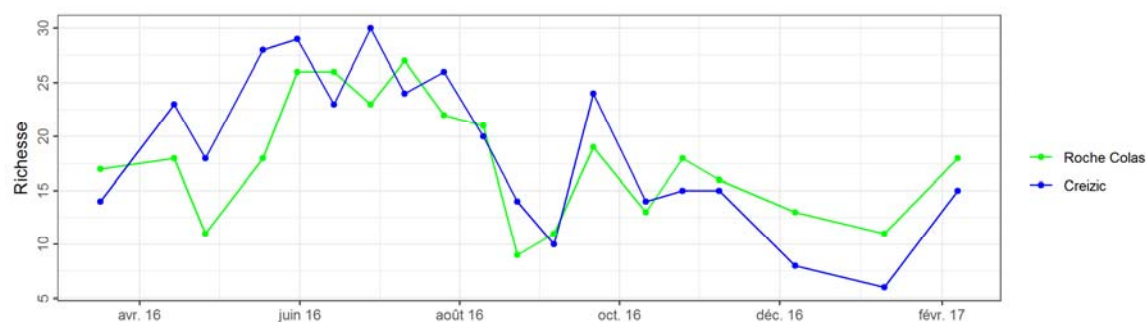
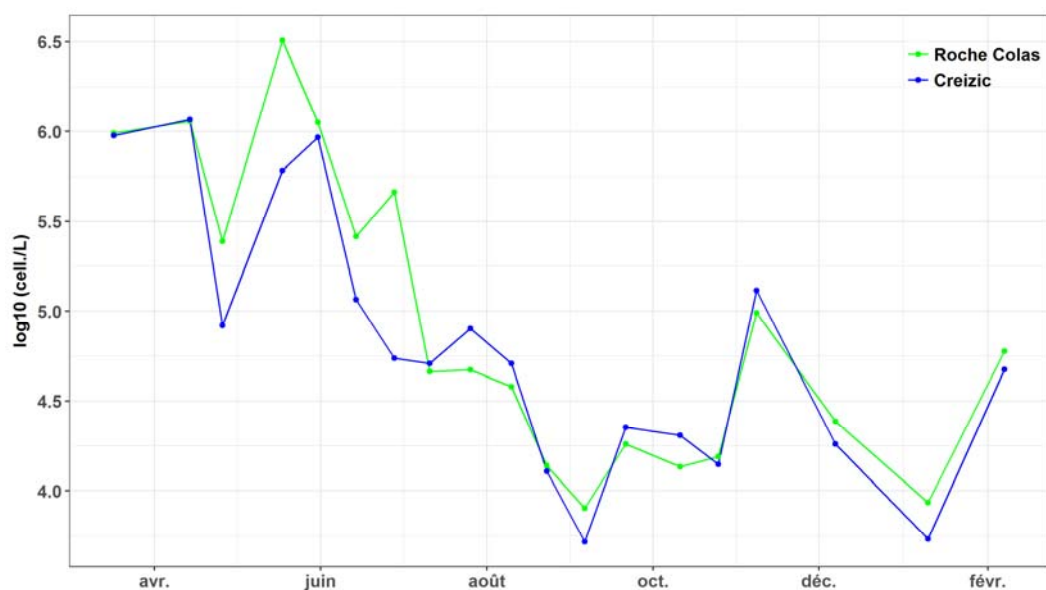


Figure 28. Evolution de la richesse entre mars 2016 et février 2017 à "Creizic" et "Roche Colas"

##### 3.3.1.2 L'abondance

Les abondances à « Roche Colas » sont supérieures à celle de « Creizic » pendant les pics de biomasse de mai et juin avec une différence qui peut aller jusqu'à 0,5 Log (Figure 29). Les abondances sont similaires le reste de l'année.



Source : Données validées Quadriga/Ifremer

Figure 29. Evolution de l'abondance entre mars 2016 et février 2017 à "Creizic" et "Roche Colas"

### 3.3.1.3 L'équitabilité

L'évolution de l'équitabilité est semblable sur les deux stations du Golfe (Figure 30). Elle présente une dynamique inverse de celle de l'abondance. Si la richesse est plus importante au printemps et en été qu'en hiver sur les deux stations, on observe que la répartition des espèces n'est pas homogène : certaines espèces dominent largement comme le montre la faible équitabilité. Par contre, en automne et en hiver, la richesse est plus faible mais la distribution des espèces reste homogène. On note en novembre une baisse significative de l'indice accompagnée d'une augmentation de l'abondance, qui indique un important bloom mono-spécifique sur les deux stations à cette date.

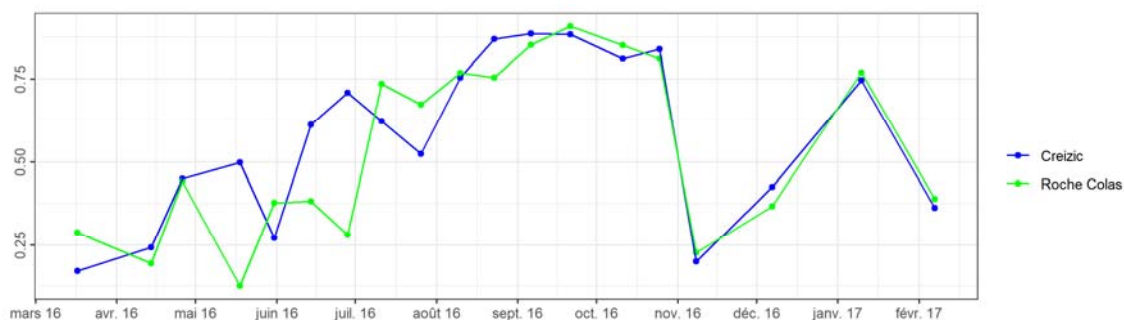


Figure 30. Evolution de l'équitabilité entre mars 2016 et février 2017 à "Creizic" et "Roche Colas"

### 3.3.1.4 Dynamique de blooms

Les concentrations des blooms printaniers sont plus importantes à la station « Roche Colas » pour les trois années d'étude (

Tableau 11). Le nombre de prélèvements présentant au moins un bloom est plus important à « Roche Colas » qu'à « Creizic » au cours des trois années d'étude (Figure 31).

Tableau 11. Recensement des blooms observés sur les stations "Creizic" et "Roche Colas" en 2016, 2018 et 2019 ainsi que leurs concentrations en cellules/litre en noir, et en gris celles observées à l'autre station mais qui n'était pas en situation de bloom. Sont représentés en gras les taxons dont le seuil de bloom est fixé à 250 000 cellules/litres pour l'indicateur DCE.

Pour rappel tous les résultats indiquant « < 100 000 » signifient qu'un dénombrement précis n'a pas été effectué mais que l'espèce phytoplanctonique était présente.

Date	Taxons	Creizic	Roche Colas	Date	Taxons	Creizic	Roche Colas
17/03/2016	<i>Skeletonema</i>	838 000	820 000	01/03/2018	<i>Skeletonema</i>	296 000	270 000
	<i>Thalassiosira + Porosira</i>	95 000	140 000	27/03/2018	<i>Skeletonema</i>	5 300 000	6 500 000
14/04/2016	<b><i>Cryptophyceae</i></b>	<b>1 272 000</b>	<b>200 000</b>	11/04/2018	<i>Skeletonema</i>	950 000	9 400 000
	<i>Skeletonema</i>	1 145 000	1 115 000	24/04/2018	<i>Chaetoceros</i>	170 000	156 000
26/04/2016	<i>Chaetoceros</i>	22 100	141 000	04/05/2018	<i>Chaetoceros</i>	363 000	563 400
18/05/2016	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	216 000	10 800	23/05/2018	<i>Cerataulina pelagica</i>	100 000	120 000
	<i>Cerataulina</i>	93 000	132 000	04/06/2018	<i>Chaetoceros</i>	< 100 000	414 000
	<i>Chaetoceros</i>	172 000	3 000 000	18/06/2018	<i>Chaetoceros</i>	221 000	< 100 000
31/05/2016	<i>Cerataulina</i>	740 000	647 000	09/04/2019	<i>Chaetoceros</i>	< 100 000	180 000
	<i>Chaetoceros</i>	40 000	166 000	25/04/2019	<i>Chaetoceros</i>	850 000	1 350 000
	<i>Leptocylindrus</i>	88 400	264 000	13/05/2019	<i>Cerataulina pelagica</i>	257 000	657 000
14/06/2016	<i>Skeletonema</i>	12 200	175 800		<i>Leptocylindrus</i>	176 000	208 000
28/06/2016	<i>Chaetoceros</i>	5 200	341 000	28/05/2019	<i>Cerataulina pelagica</i>	136 500	80 000
08/11/2016	<i>Guinardia delicatula</i>	120 000	90 000		<i>Chaetoceros socialis + socialis f. radians</i>	766 000	205 000
				12/06/2019	<i>Chaetoceros</i>	79 000	214 000

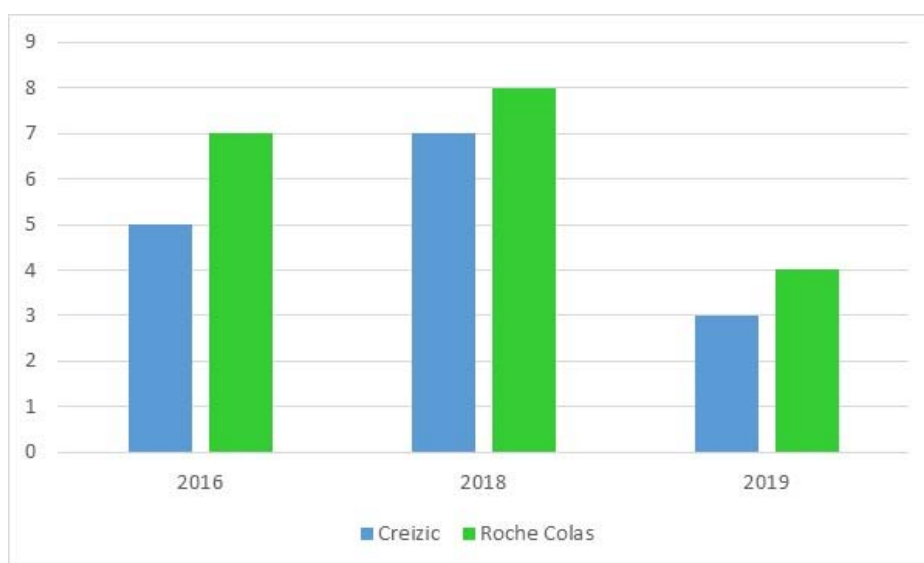


Figure 31. Nombre de prélèvements avec au moins un bloom en 2016, 2018 et 2019 pour "Creizic" et "Roche Colas".

### 3.3.2 Indicateurs DCE et sanitaire

#### 3.3.2.1 Indicateurs DCE

##### **Indice abondance**

L'EQR, calculé pour les stations « Creizic » et « Roche Colas » avec les données acquises pendant les trois années d'étude est de **0,58** sur la station « **Creizic** » et de **0,45** sur la station « **Roche Colas** ». Les deux indices aboutissent à la même classe : « bon ». Néanmoins, la station de suivi la plus centrale du Golfe du Morbihan est plus déclassante que la station historique.

##### **Indicateur phytoplancton**

L'indicateur phytoplancton est de **0,75** avec les résultats de la station « **Creizic** » et de **0,55** avec ceux de la station « **Roche Colas** » (Tableau 12). Les deux indices aboutissent à la même classe : « Bon ». Néanmoins, les deux EQR sont très différents.

Tableau 12 : Résultats de l'EQR Phytoplancton sur les trois années d'études

	EQR Biomasse	EQR abondance	EQR Phytoplancton
Creizic	0,91	0,58	0,75
Roche Colas	0,64	0,45	0,55

#### 3.3.2.2 Indicateur sanitaire

Les concentrations en phytoplancton toxique sont du même ordre de grandeur sur les deux stations. Les concentrations maximales en *Alexandrium* sont plus élevées sur la station « Roche Colas ». Les concentrations en *Pseudo nitzschia* sont similaires sur les deux stations. Les différences mesurées n'ont pas d'incidence importante puisque les concentrations-seuil de déclenchement d'analyses de toxines dans les coquillages n'ont jamais été dépassées pour les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*.

La concentration-seuil en *Dinophysis* a plusieurs fois été atteinte sur les deux stations. Les concentrations maximales en *Dinophysis* sont plus élevées à « Creizic ». Ces différences de concentration entre les deux stations ne sont pas considérées comme significatives compte tenu de l'incertitude de mesure. En effet pour ce paramètre, plus les valeurs de concentrations sont faibles plus l'incertitude de mesure est élevée.

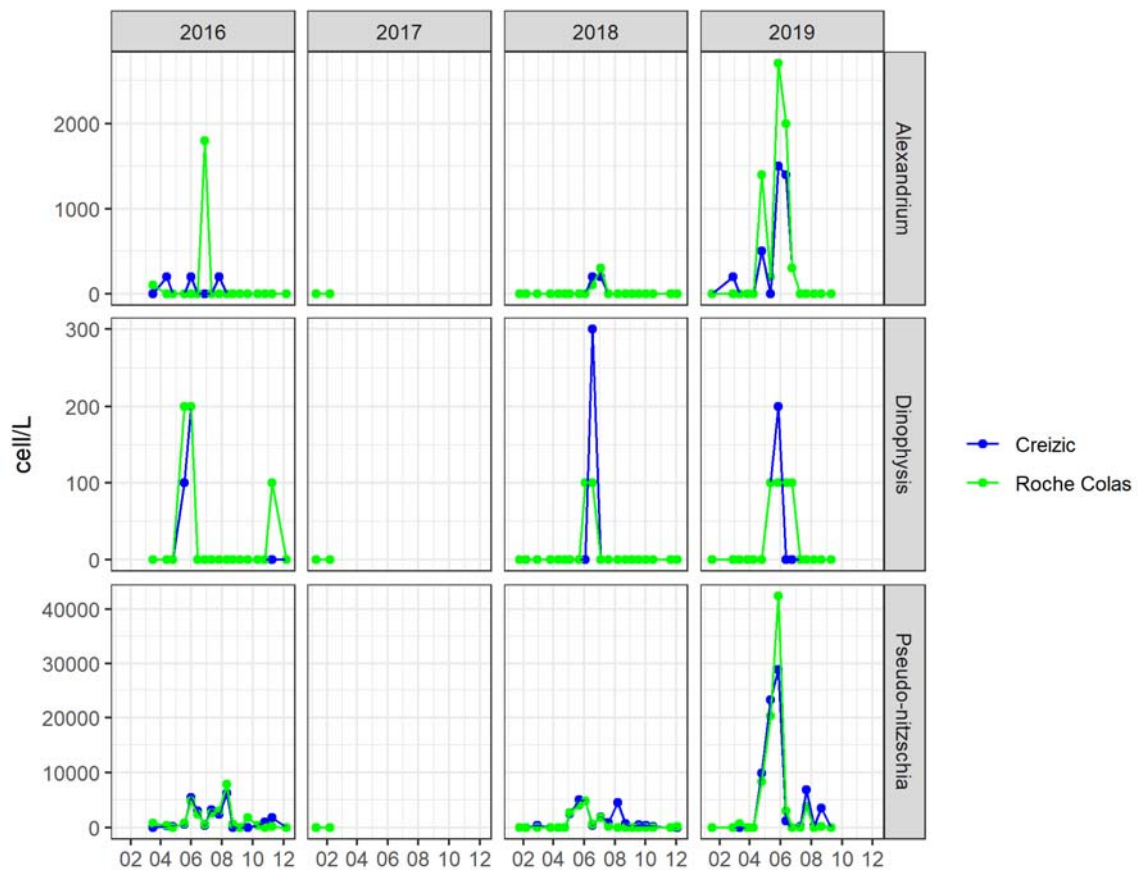


Figure 32. Dynamique des concentrations de phytoplancton toxique pendant la période de l'étude à "Creizic" et "Roche Colas"

### 3.3.3 Bilan de la comparaison des résultats obtenus sur les deux stations

L'analyse des communautés phytoplanctoniques reflète des assemblages similaires sur les deux stations. **Cependant, les blooms observés à la station « Roche Colas » sont plus fréquents et plus importants** en terme de concentration qu'à la station « Creizic ».

L'indice abondance de la DCE reflète bien ces résultats. Les deux stations appartiennent à la même classe, mais sont chacune à l'une et à l'autre des extrémités. Ceci se répercute sur l'indicateur phytoplancton pour lequel l'EQR phytoplancton est plus élevé sur la station « Creizic » que « Roche Colas ».

Les concentrations en phytoplancton toxique sont du même ordre de grandeur sur les deux stations. Les différences de concentrations observées pour les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia* n'ont pas d'incidence importante puisque les concentrations-seuil de déclenchement d'analyses de toxines dans les coquillages n'ont jamais été dépassées. Pour le genre *Dinophysis*, la concentration-seuil a été dépassée plus fréquemment sur la station « Roche Colas » pendant la période d'étude.

## 4 Recommandations pour la stratégie

L'analyse des paramètres physico-chimiques montre que la colonne d'eau est pratiquement homogène toute l'année sur les stations « Creizic » et « Roche Colas » en raison du fort brassage vertical. Les deux stations semblent soumises aux mêmes apports nutritifs en hiver. En revanche, les concentrations estivales de PID et DSI sont plus importantes à « Roche Colas » qu'à « Creizic ». Le temps de résidence des eaux est plus important à « Roche Colas » qu'à « Creizic » comme l'indique les températures plus élevées sur la première station pendant la période productive. Ce temps de résidence plus long permet au phytoplancton de se développer en plus grande quantité à « Roche Colas ». Les niveaux de biomasse et le nombre de blooms sont ainsi plus élevés à « Roche Colas » qu'à « Creizic ». Les résultats de l'indicateur « phytoplancton » calculé pour les deux stations aboutissent au même classement DCE. Cependant les EQR biomasse, abondance et phytoplancton sont systématiquement plus faibles sur la station « Roche Colas » (c'est à dire de moins bonne qualité) que sur la station « Creizic ».

Les concentrations en phytoplancton toxique sont du même ordre de grandeur sur les deux stations. Les différences de concentrations observées pour les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia* n'ont pas d'incidence sur le déclenchement des alertes. Par contre pour le genre *Dinophysis*, la concentration-seuil a été dépassée plus fréquemment sur la station « Roche Colas » pendant la période d'étude.

Finalement, la station « Roche Colas » est la plus représentative des caractéristiques hydrologiques et phytoplanctoniques de la majorité de la masse d'eau car elle prend mieux en compte les temps de résidence élevés des eaux de la partie est du Golfe. Elle est donc plus pertinente que « Creizic » pour le suivi des éléments de qualité « phytoplancton » et « hydrologie » de la masse d'eau FRGC39 dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance de la DCE ainsi que pour le suivi des espèces phytoplanctoniques toxiques dans le cadre du réseau REPHY.

*Nous recommandons donc que le suivi des éléments de qualité « phytoplancton » et « hydrologie » de la masse d'eau FRGC39 dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance de la DCE ainsi que le suivi des espèces phytoplanctoniques toxiques dans le cadre du réseau REPHY - sanitaire, se fassent à partir de juin 2020 sur la station « Roche Colas ».*

*Ainsi l'évaluation DCE de la masse d'eau se fera à partir de 2019 (jeu de données 2014-2019) en utilisant les données de la station « Roche Colas » lorsqu'elles sont disponibles, complétées des données de la station « Creizic » si nécessaire (précisions en annexe 3).*

*Le déclenchement des alertes sanitaires s'appuiera sur les résultats de la station « Roche Colas » à partir de juin 2020.*

## Bibliographie

Bizzozero L, Cochenec-Laureau N (2018) Directive cadre sur l'eau. Bassin Loire-Bretagne. Contrôle de surveillance dans les masses d'eau côtière et de transition. Actions menées par Ifremer en 2016. RST/LER/MPL/18.10 - Convention Ifremer/AELB n° 150452401.

Daniel A, Soudant D (2009). Evaluation DCE avril 2009 : élément de qualité oxygène. Document général pour l'ensemble des masses d'eaux de la France métropolitaine - Convention 2009 - Action 4. DYNECO/PELAGOS/09.02. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12992/>

Daniel A, Soudant D (2009). Evaluation DCE avril 2009 : élément de qualité température. Document général pour l'ensemble des masses d'eaux de la France métropolitaine - Convention 2009 - Action 4. DYNECO/PELAGOS/09.03. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12993/>

Daniel A, Soudant D (2010). Évaluation DCE mai 2010 : Élément de qualité : nutriments. Document général pour les masses d'eaux de la France métropolitaine, hors lagunes méditerranéennes - Convention 2009 - Action 4. Onema, Ref. DYNECO/PELAGOS/10.03, 100p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12991/>

Daniel A, Soudant D (2011). Evaluation DCE février 2011 Élément de qualité : transparence. Onema, Ref. Convention Onema-Ifremer 2010, 132p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00037/14780/>

Daniel A., Soudant D., Lamoureux A., Provost C., Élément de qualité Nutriments DCE dans les eaux littorales de métropole : élaboration de métriques et de seuils, comparaison avec les autres pays européens, 71p.

Fisher TR, Melack JM, Grobbelaar JU, Howarth RW (1995) Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine waters. In: Phosphorus in the global environment : transfers, cycles and management. Edited by H. Tiessen. Wiley and Son, New York. pp. 301-322.

Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales dans le cadre de la DCE (2018)

Justić D, Rabalais NN, Turner RE, Dortch Q (1995) Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuar Coast and Shelf Sci* 40:339-356.

Marcos F, Janin JM, Le Saux JM (1996) Modélisation hydrodynamique du golfe du Morbihan. Rapport EDF, Direction des Etudes et Recherches, Service Applications de l'Electricité et Environnement, Département Laboratoire National d'Hydraulique. 46p.

Préfecture du Morbihan (2006), Schéma de mise en valeur de la mer du Golfe du Morbihan, rapport, 90p

REPHY – French Observation and Monitoring program for Phytoplankton and Hydrology in coastal waters (2019). REPHY dataset - French Observation and Monitoring program for Phytoplankton and Hydrology in coastal waters. 1987-2018 Metropolitan data. SEANOE. <https://doi.org/10.17882/47248>

Rétho M (2019) Etude de la limitation de la biomasse phytoplanctonique par les nutriments dans le Mor Braz.

Souchu P., Cochenec-Laureau N., Ratmaya W., Retho M., Andrieux F., Le Merrer Y., Barille L., Barille AL, Goubert E., Plus M., Laverman A.t (2018). Diagnostic étendu de l'eutrophisation (DIETE). Rôle des sédiments dans le cycle des nutriments et impacts sur l'eutrophisation de la baie de Vilaine (2014-2017). Rapport de contrat. RST/LER/MPL/18.04. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00425/53695/>

**Annexe 1** : Evolution de la stratification de la colonne d'eau en salinité, température et oxygène dissous aux stations « Creizic » et « Roche Colas » de 2016 à 2019.

**- Salinité**

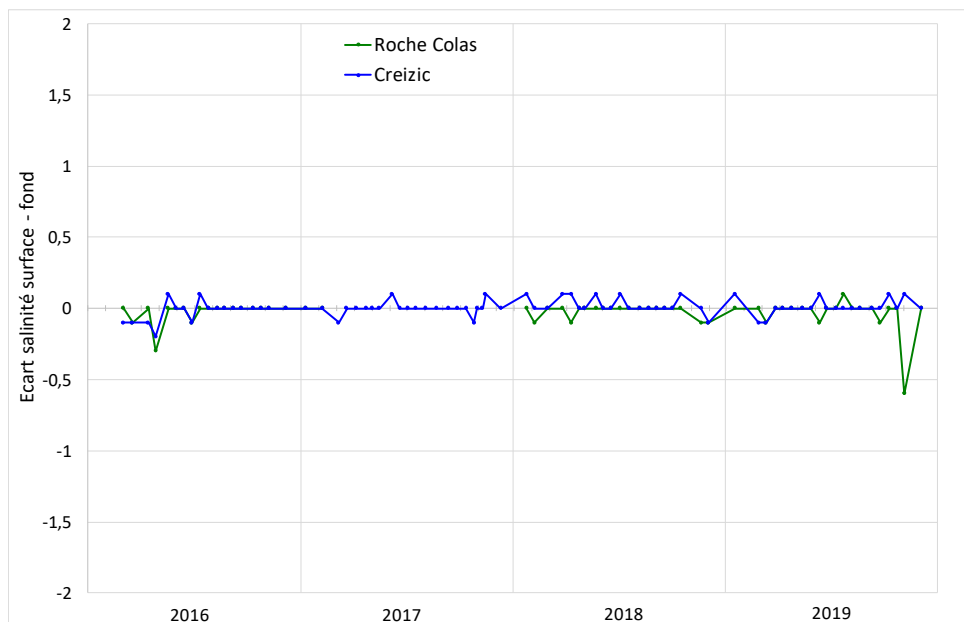


Figure 33. Evolution de la stratification haline (salinité sub-surface – salinité fond) sur les stations « Creizic » et « Roche Colas » de 2016 à 2019

**- Température**

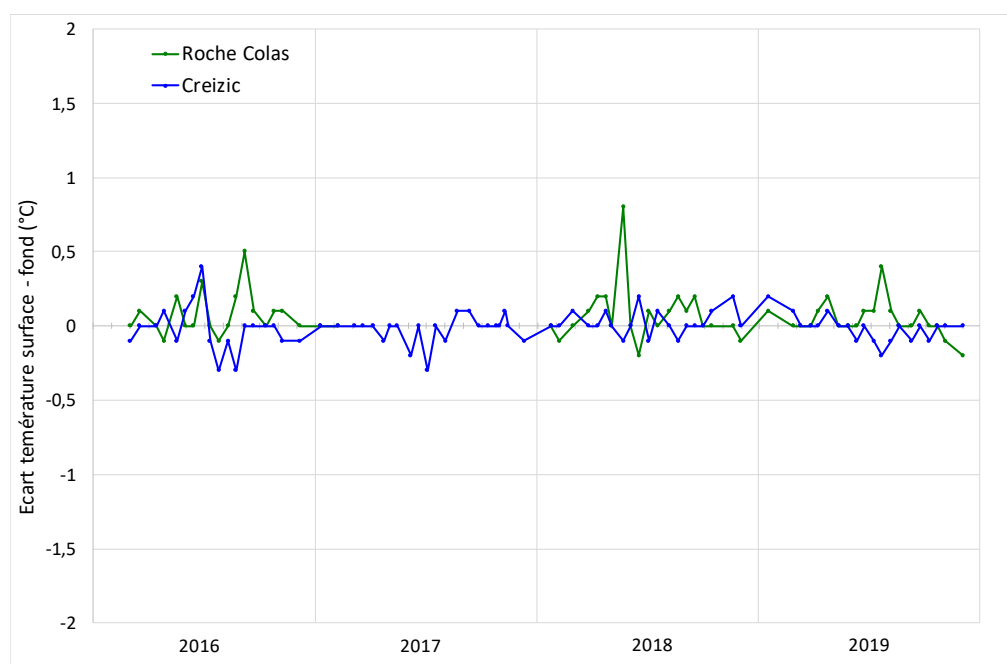


Figure 34. Evolution de la stratification thermique (température sub-surface – température fond) sur les stations « Creizic » et « Roche Colas » de 2016 à 2019.



- **Oxygène dissous**

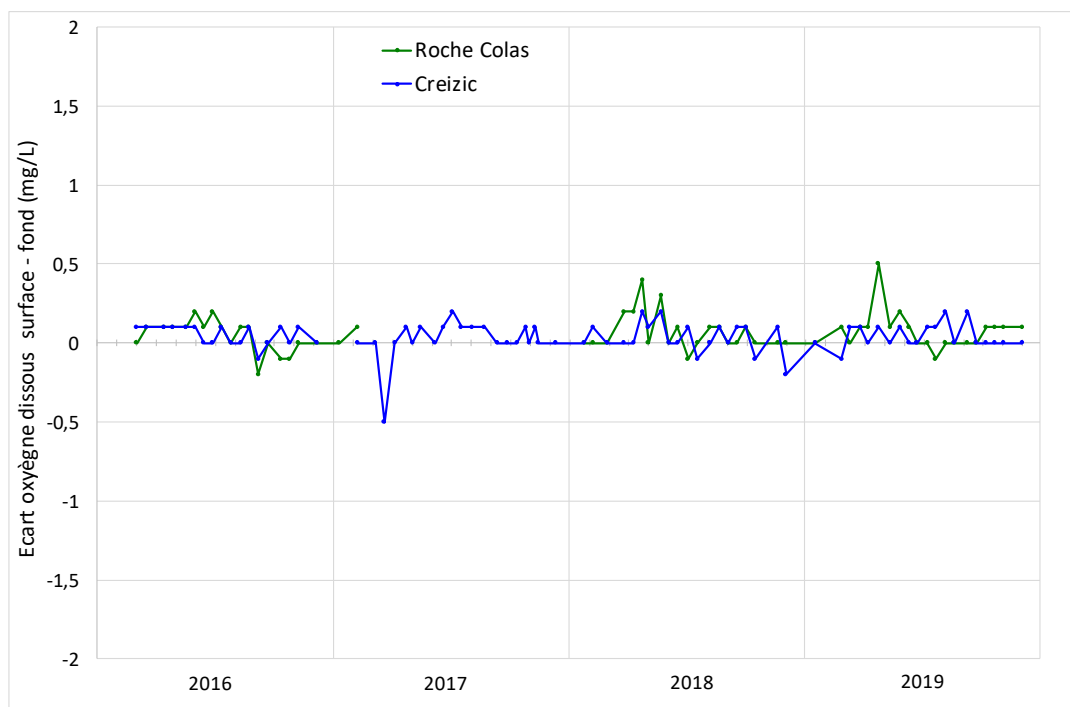
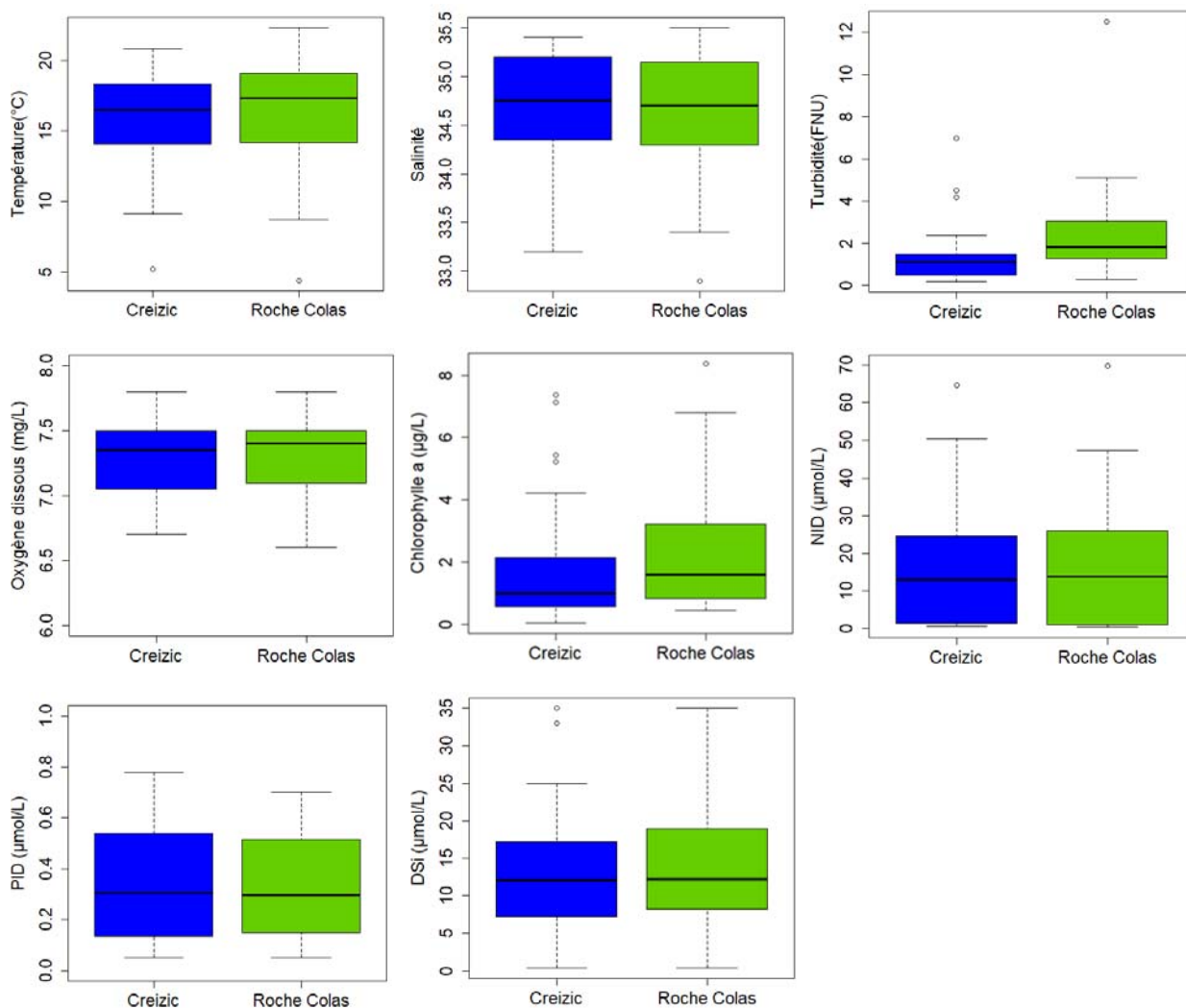


Figure 35. Evolution de la stratification en oxygène dissous (oxygène dissous sub-surface – oxygène dissous fond) sur les stations « Creizic » et « Roche Colas » de 2016 à 2019.

**Annexe 2** : Comparaison en boîte de dispersion des variables hydrologiques des stations « Creizic » et « Roche Colas » pour les années d'étude 2016, 2018 et 2019 (au fond pour l'oxygène dissous et en sub-surface pour les autres paramètres). Les variables sont comparées sur les mêmes périodes que le tableau 8.



**Annexe 3** : *Données utilisées pour l'évaluation DCE indicateur hydrologie et phytoplancton – GC 39.*

Compte tenu des contraintes liées au script R pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau DCE, l'évaluation de la qualité des masses d'eau DCE pour la période 2014-2019 s'appuiera sur les données suivantes :

- Creizic : du 01/01/2014 au 31/12/2017
- Roche Colas : du 01/03/2016 au 28/02/2017 et du 01/01/2018 au 31/12/2019 (car absence de données de mars 2017 à décembre 2017).

Ainsi, on distingue quatre périodes :

- du 01/01/2014 au 28/02/2016, seules les données de Creizic sont utilisées
- du 01/03/2016 au 28/02/2017, les données des deux stations sont utilisées
- du 1/03/2017 au 31/12/2017 : seules les données de Creizic sont utilisées
- du 01/01/2018 au 31/12/2019 : seules les données de Roche Colas sont utilisées.

Soit pour le script R, les périodes à considérer sont les suivantes :

- Creizic : du 01/01/2014 au 31/12/2017
- Roche Colas : du 01/03/2016 à la fin du suivi sur Roche Colas.

A partir de l'évaluation basée sur la période 2018-2023, seule la station Roche Colas sera utilisée.