



Laboratoire des Interactions
Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes
(LIEBE) – CNRS UMR 7146



A27_2010_rev17052011

**Impact de la pollution saline sur la biocénose
aquatique de la Moselle**

**Rapport final
Mars 2011**

Rapport réalisé à la demande de la CIPMS par le laboratoire LIEBE,
UPV-Metz, CNRS UMR 7146

Beisel Jean-Nicolas, Peltre Marie-Christine & Usseglio-Polatera Philippe

LIEBE – CNRS UMR 7146
UFR Sciences Fondamentales et Appliquées – Université Paul Verlaine Metz – Campus Bridoux
8, rue du Général Delestraint – F-57070 METZ
tél. : 33(0)3.87.37.84.29 – fax. : 33(0)3.87.37.85.12 – e.mail : liebe@univ-metz.fr

Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle

Rapport final – Mars 2011

Sommaire

1. Introduction : objectif et contexte de l'étude
2. Résumé
3. Salinité de la Moselle
 - a. Exploitation statistique des résultats aux stations de mesure
 - Approche globale : analyses multivariées
 - Approche univariée
 - b. Estimation des concentrations naturelles
 - Aspects généraux de la salinisation naturelle
 - Aspects généraux de la salinisation anthropique
 - Salinisations naturelle et anthropique engendrées par la Meurthe
 - La salinité naturelle de la Moselle
4. Effets physiologiques de la salinité sur la faune et la flore
 - Impact cellulaire
 - Impact sur la croissance, la reproduction et la survie de macrophytes
 - Impact sur les animaux
 - Impact ontogénique
5. Impact sur les composantes biologiques
 - a. Phytobenthos et macrophytes
 - Les diatomées
 - Typologie des communautés de diatomées en Lorraine en fonction de la salinité du milieu
 - Les macrophytes
 - b. Phytoplancton
 - c. Macroinvertébrés
 - Encart : une étude spécifique à la rivière Meurthe, affluent de la Moselle
 - Incidence de la salinisation sur les introductions d'espèces
 - d. Poissons
 - e. Autres organismes (bactéries, protozoaires, zooplancton)
6. Indication biologique de la salinité
 - 6.1 Les classes de salinité de Van Dam *et al.* (1994) (diatomées benthiques)
 - 6.2 L'Indice d'eutrophisation/pollution (EPI-D) (diatomées benthiques)
 - 6.3 L'indice d'halobie ou Halobienindex (Ziemann *et al.*, 1999, 2001) (diatomées benthiques)
 - 6.4 Adaptation de la méthode des halobies pour le phytoplancton (Mischke *et al.*, 2005)
 - 6.5 Approche basée sur les assemblages de ciliés (Nolting & Rustige, 1999)
 - 6.6 Une méthode en développement : le SPEAR salinité
 - 6.7 Les indicateurs biocénotiques
 - 6.8 Les indicateurs populationnels
7. Conclusions
8. Bibliographie

Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle

1. Introduction : objectif et contexte de l'étude

La salinité est définie par la quantité totale des éléments dissous dans l'eau. La présence de sel dans l'eau est très importante et détermine certaines de ses propriétés (densité, compressibilité, point de congélation, température du maximum de densité, conductivité, pression osmotique). D'autres (viscosité, absorption de la lumière) ne sont pas influencées de manière significative.

Le chlorure de sodium (NaCl) est souvent le sel majoritaire parmi ceux qui constituent la salinité mais il n'est jamais le seul. 60 des 92 éléments chimiques de base participent à l'état dissous à ce que l'on nomme « la salinité » de l'eau (Riley, 1965). La salinisation de l'eau peut changer les proportions relatives des cations et anions de l'eau, ce qui influence les équilibres chimiques et la solubilité de certains minéraux. Les cations majoritaires (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) et les anions majoritaires (Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^-$) varient entre les localités en terme de concentration. Leurs proportions relatives modifient la manière dont les compartiments biotiques vont répondre à une augmentation de salinité.

Il n'existe pas dans la littérature de normes ou de consensus sur les unités à utiliser pour exprimer la salinité qui peut être relevée en ‰, en g/L ou encore en PSU (*practical salinity unit*). La conductivité (aptitude d'un matériau à laisser les charges électriques se déplacer) peut être utilisée pour mesurer la salinité. Une relation approximative existe entre la concentration en sels totaux (en mg.L^{-1}) et la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) :

$$\text{Salinité (mg.L}^{-1}\text{)} = 0,68 \times \text{conductivité (}\mu\text{S.cm}^{-1}\text{)}$$

La salinité est un critère de classification des eaux superficielles. Les eaux douces constitutives de la majorité des hydrosystèmes continentaux présentent une salinité qui n'excède pas 3 g.L^{-1} (Williams, 1987).

La Moselle présente le long de son cours une salinité croissante liée soit à des apports de chlorures d'origine anthropique soit à une salinisation naturelle de l'eau. L'impact de la pollution saline sur la faune et la flore aquatiques reste encore mal apprécié. Les Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre (CIPMS) ont donc décidé de conduire « une étude bibliographique sur les connaissances disponibles quant à l'impact des chlorures sur la physiologie des organismes mais aussi sur la biocénose aquatique ».

2. Résumé

La salinité est définie par la quantité totale des éléments dissous dans l'eau. La Moselle présente le long de son cours une salinité croissante liée soit à des apports de chlorures d'origine anthropique soit à une salinisation naturelle de l'eau. A la demande des Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre (CIPMS), cette étude bibliographique vise à synthétiser les connaissances

disponibles quant à l'impact des chlorures sur la physiologie des organismes mais aussi sur la biocénose aquatique.

La salinité naturelle de la Moselle est liée à un contexte géologique particulier. Un affluent comme la Seille apporte des eaux naturellement fortement minéralisées, alors qu'une grande part de la salinité mesurée dans la Meurthe aval est d'origine anthropique. Cet affluent de la Moselle est, dans sa partie aval, l'exutoire de rejets salins (et plus particulièrement de chlorure de calcium, CaCl_2) des industries lorraines liées au sel (soudières). La Moselle passe ainsi d'une conductivité moyenne de 383 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (17,2 mg/l de chlorures) à 1578 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (389,3 mg/l de chlorures) suite à la confluence avec la Meurthe (3230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 951,8 mg/l de chlorures). La salinité globale de la Moselle est donc multipliée par un facteur 4 mais les concentrations en chlorures par 22 entre l'amont et l'aval de la confluence. Plus loin sur le cours de la Moselle, les eaux issues du bassin ferrifère lorrain apportent des quantités non négligeables de sulfates (119,4 mg/l à Palzem contre 77,3 mg/l à Hauconcourt – moyennes mensuelles de 2008). La salinité de la Sarre, principalement due aux sulfates, est relativement moins élevée que celle de la Moselle ce qui permet, par un effet de dilution, de retrouver à Coblenche une salinité globale plus faible, même si la concentration moyenne mensuelle en chlorures y est encore de 177 mg/l en 2008 et celle en sulfates de 82 mg/l. Une conséquence importante est que l'augmentation globale de la salinité n'est pas uniquement due aux ions chlorures même s'ils participent pour beaucoup, avec le calcium et les ions bicarbonates, à la salinité de l'eau.

Les analyses temporelles de la décade considérée (1998-2008) montrent des variations inter-annuelles plus marquées sur les stations allemandes que sur les stations françaises. Des variations inter-annuelles non négligeables ont été observées, les années 2000 et 2001 présentant les salinités moyennes les plus faibles, et les années 2004, 2005, 2006 les salinités les plus fortes. Ces variations suivent relativement bien l'hydrologie avec des années plus sèches qui engendrent des eaux en moyenne plus salées, et des années avec des débits plus importants et des concentrations en sels moins fortes.

Des indicateurs biologiques d'une augmentation de la salinité existent mais la plupart relève du domaine de l'expertise. Les méthodes en voie de standardisation les plus abouties sont basées sur une analyse des communautés de diatomées. Pour les animaux, les macroinvertébrés constituent le groupe le plus sensible.

Des niveaux de salinité relativement bas, entre 1 et 2 g/l selon les auteurs, pourraient constituer des seuils à partir desquels les biocénoses sont déjà significativement affectées. Au delà de 3 g/l, les conséquences de la salinisation sont très sévères qu'il s'agisse des invertébrés, des algues ou des macrophytes. Le compartiment des diatomées serait tout particulièrement sensible à la minéralisation de l'eau et réagirait à des augmentations faibles de la salinité ($\geq 0,1$ g/l). Une augmentation des niveaux de sel engendre en général une réduction rapide de leur richesse et de leur abondance. Si la limite de 1 g/l est souvent évoquée, il ne faut pas perdre de vue que notre compréhension de ces phénomènes est issue d'études réalisées sur les secteurs avals de rivières ou les apports en sels sont déjà présents et souvent anciens.

3. Salinité de la Moselle

a. Exploitation statistique des résultats aux stations de mesure

Les données analysées dans le cadre de ce travail ont été obtenues de deux manières différentes : téléchargées via le portail internet SIERM pour les stations françaises, reçues par mail déjà mises en forme (par le biais de la CIPMS, du Dr Ehlscheid, Gewässerschutz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalzpour) pour les trois stations allemandes.

→ Approche globale : analyses multivariées

L'approche multivariée a pour but de visualiser la co-variation spatiale et temporelle des ions majeurs et autres paramètres de la chimie de l'eau.

Compte tenu des données disponibles sur l'ensemble des sites, seules 21 variables ont été prises en compte.

L'analyse statistique sélectionnée ci-dessous est une Analyse en Composantes Principales (ACP) normalisée. Les données manquantes du tableau de base ont été remplacées par les moyennes interannuelles des mois correspondants pondérées (lorsque la mesure était disponible) par le débit mesuré, ou par la valeur extrapolée d'une relation linéaire établie entre le débit et la valeur manquante. 21 variables de physico-chimie ont été prises en compte dans cette analyse.

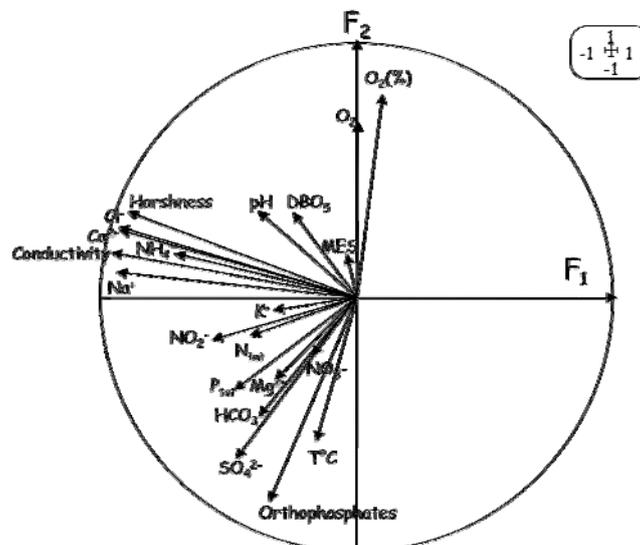


Figure 1 : ACP normalisée sur le tableau de 1071 relevés (données mensuelles pour chaque station) x 21 variables. Cercle des corrélations des 21 variables physico-chimiques initiales avec les 2 premières composantes principales : F1 (29,8% de variance expliquée) et F2 (16,6% de variance expliquée).

Avec 46,4 % de variance expliquée, le premier plan factoriel montre une structure très forte. Le cercle des corrélations (Figure 1) permet d'illustrer les co-relations entre les 21 variables analysées. L'axe F1 représente très nettement la minéralisation de l'eau, à travers des mesures telles que la conductivité, les ions sodium, calcium ou les chlorures. L'axe F2 est plutôt lié à l'oxygénation, la température, les sulfates et les orthophosphates. L'angle de 90° entre chlorures et sulfates illustre le caractère

indépendant de ces deux paramètres. Les matières en suspension, souvent liées aux débits, ne sont pas bien représentées sur le plan factoriel ce qui signifie qu'elles sont relativement indépendantes de ce que représente les axes F1 et F2.

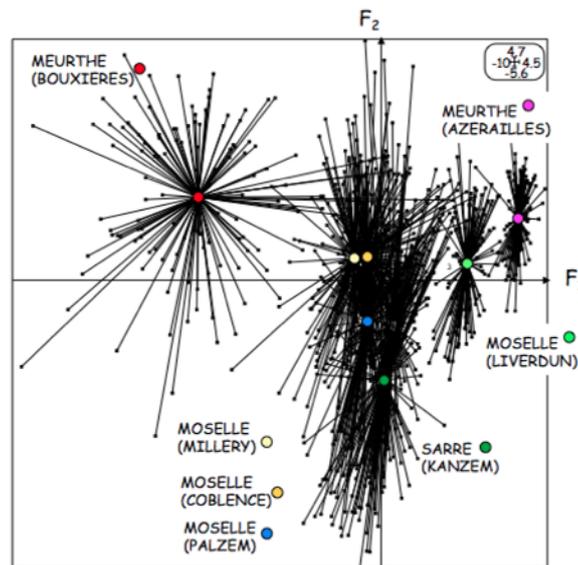


Figure 2 : ACP normalisée sur le tableau de 1071 relevés (données mensuelles pour chaque station) x 21 variables. Positions des 1071 relevés dans le premier plan factoriel (F1F2) et illustration de l'effet "Station" (5 modalités).

La position des relevés sur le premier plan factoriel est répartie de manière homogène mais structurée (Figure 2). L'axe F1 montre clairement la disposition des stations de mesure le long de l'axe de salinité avec des stations les plus minéralisées vers les moins minéralisées en trois niveaux : la Meurthe à Bouxières puis les stations Millery, Coblenz, Palzem sur la Moselle et Kanzem sur la Sarre, et enfin les stations de la Meurthe à Azerailles et de la Moselle à Liverdun. Les stations de Millery et Coblenz se superposent quasiment ce qui montre leur grande proximité sur le plan de la chimie. Elles sont très proches en termes de salinité de celle de Palzem, mais s'en éloignent sur l'axe F2, essentiellement du fait de concentrations en sulfates et orthophosphates différentes.

La position de chaque station se trouve au centre de gravité des mesures (mois/années) qui la caractérisent. Chaque point (mois/année) d'une station est par conséquent relié au centre de gravité (barycentre) de la station qui lui correspond. Nous observons très nettement que les étoiles ainsi formées sont d'autant plus grandes que l'on considère une station avec un niveau de salinité élevé. La Meurthe à Bouxières est ainsi très étalée sur les axes F1 et F2 mais toujours sur la partie gauche du plan, ce qui signifie que les niveaux de salinité sont toujours les plus élevés mais qu'ils sont très variables en terme de concentration.

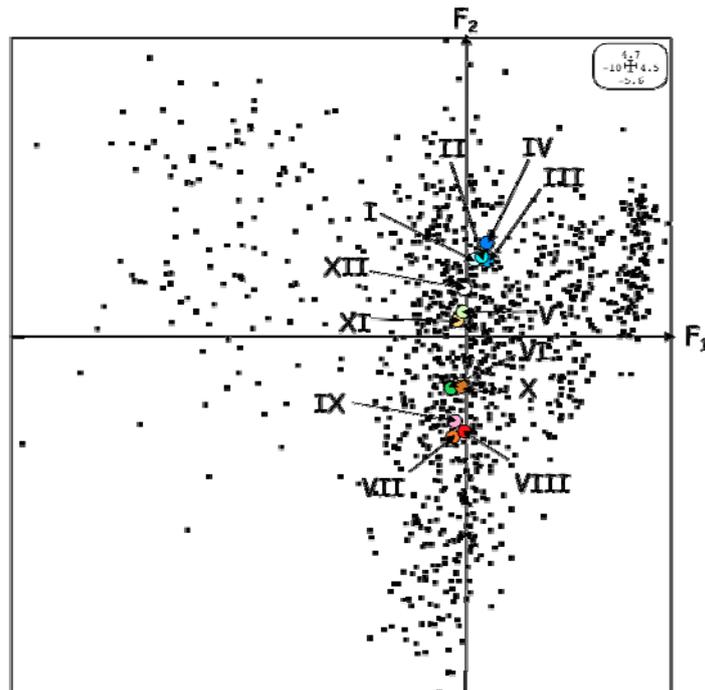


Figure 3 : ACP normalisée sur le tableau 1071 relevés (données mensuelles pour chaque station) x 21 variables. Positions des 1071 relevés dans le premier plan factoriel (F1F2) et illustration de l'effet "Mois" (12 modalités – chaque chiffre indique le numéro du mois correspondant).

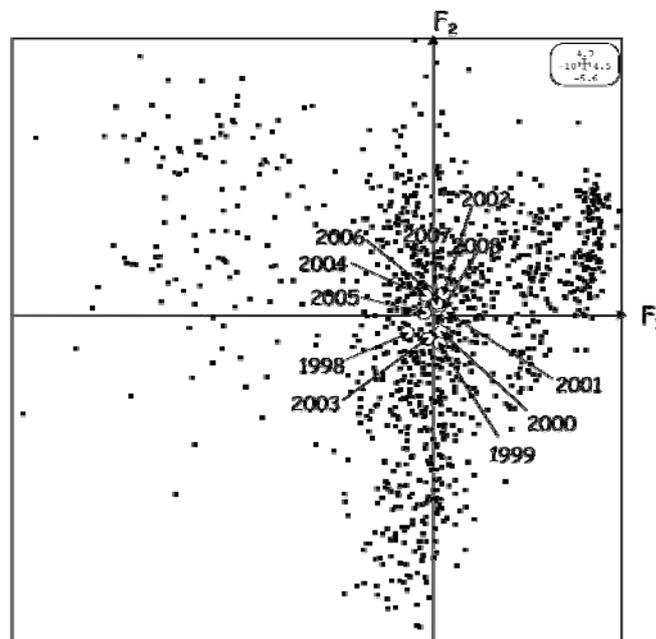


Figure 4 : ACP normalisée sur le tableau 1071 relevés (données mensuelles pour chaque station) x 21 variables. Positions des 1071 relevés dans le premier plan factoriel (F1F2) et illustration de l'effet "Années" (10 modalités).

Les mesures d'une station donnée, quelle qu'elle soit, se répartissent très nettement le long de l'axe F2 selon le mois de prélèvement (Figure 3). Les mois « chauds » se situent sur la partie négative de l'axe, opposés aux mois « froids » dans la partie

positive. Il est remarquable que les mois se répartissent selon un axe vertical aussi net. Cela signifie que ce qui est représenté par l'axe F1 (la salinité globale, les chlorures) n'est pas influencé (ou très peu) par un caractère saisonnier.

Par ailleurs, les différences inter-années apparaissent comme relativement faibles sur ces analyses (Figure 4). Les petites variations de position concernent aussi bien l'axe F2 que l'axe F1, ce qui signifie que la salinité globale varie autant que les autres paramètres de chimie de l'eau.

En résumé, l'analyse globale des valeurs de physico-chimie relevées sur les stations françaises révèle une structure forte selon un gradient de salinité lié à la confluence avec la Meurthe, dont le secteur aval est de loin le plus minéralisé. Le mois du prélèvement n'a pas une incidence forte sur cette minéralisation (hors sulfates) et les premiers résultats indiquent assez peu de différences inter-annuelles.

→ Approche univariée

L'objectif de l'approche analytique univariée est d'**établir l'évolution spatiale et temporelle des paramètres clés de la salinité** (chlorures en particulier), et d'autre part de **décrire la gamme de concentrations** de la salinité et des ions majeurs pour une meilleure exploitation des informations bibliographiques.

Les **stations d'étude sont** :

- la Meurthe près d'Azerailles et Bouxières,
- la Sarre à Kanzem,
- la Moselle à Liverdun, Millery ou Hauconcourt, Palzem et Coblenze.

Différences inter-sites

L'analyse des différences inter-sites est basée sur l'interprétation des données de 2008, c'est à dire les plus récentes parmi celles à disposition. Les valeurs présentées sont des moyennes inter-mois calculées sur l'année (moyenne de 11 à 13 échantillons de chimie selon les stations).

Les sites étudiés les plus à l'amont sur la Moselle (Liverdun) et la Meurthe (Azerailles) fournissent des valeurs repères proches d'une salinité naturelle sur ces tronçons (Figure 5). Les concentrations moyennes en chlorures y sont respectivement de 17,2 et 10,4 mg/l (conductivités moyennes de 383 et 139 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – Tableau I). Les sulfates, bicarbonates et le calcium y constituent avec les chlorures l'essentiel des sels dissous.

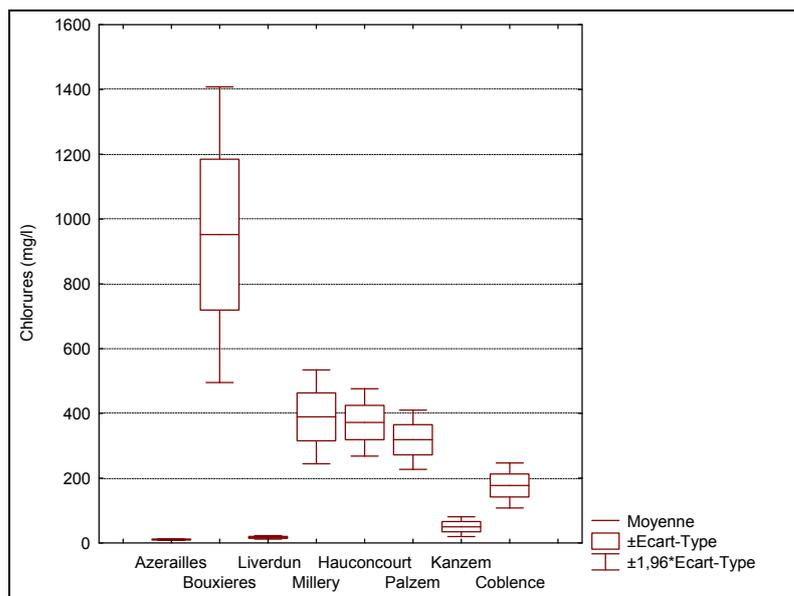
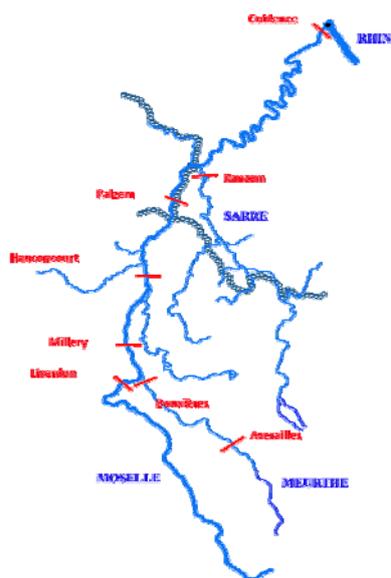


Figure 5 : Concentrations en chlorures (mg.l^{-1}) mesurées en 2008 à partir de données mensuelles sur deux stations de la Meurthe (Azerailles, Bouxières), cinq stations de la Moselle (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Coblenze) et une station de la Sarre (Kanzem). Les valeurs extrêmes représentées sont celles d'un intervalle de confiance à 95 %.

Sur la Meurthe aval (station de Bouxières), juste à l'amont de la confluence avec la Moselle, les eaux de la rivière ont reçu les rejets de saumure des soudières et la salinité observée est multipliée d'un facteur 23 par rapport au site amont : 2,2 g/l de sel en moyenne. Les chlorures y atteignent les valeurs les plus fortes du bassin mosellan avec 951,8 mg/l. Les deux autres ions les mieux représentés sont le sodium et le calcium.

A l'aval de la confluence avec la Meurthe (station de Millery), la Moselle a gagné une salinité globale multipliée par 4 mais des concentrations en chlorures multipliées par un facteur de 22,6. Ces concentrations en chlorures baissent de 18,2 % jusqu'à Palzem, à la frontière allemande, mais restent très élevées avec 318,5 mg/l en moyenne. Cet effet de dilution est probablement le fait de la confluence avec l'Orne, à l'aval de Metz, ou d'autres affluents plus petits. Sur ce même tronçon, la conductivité ne baisse que de 11,5 % (Figure 6) car la baisse des chlorures s'accompagne d'une augmentation de 54% des concentrations en ions sulfates entre Hauconcourt et Millery (Figure 7).

La Sarre à Kanzem présente une conductivité moyenne de 585 $\mu\text{S/cm}$ et une concentration en chlorures de 50,1 mg/l, des valeurs qui sont respectivement 2,4 et 6,4 fois plus faibles que la Moselle en amont de sa confluence. De nouveau, d'autres ions que les chlorures participent à la salinité de la Sarre et expliquent sa conductivité élevée. Avec 102 mg/l en moyenne, la Sarre présente par exemple des concentrations moyennes en sulfates qui atteignent presque celles déjà élevées de la Moselle à Palzem (119 mg/l).

Après la confluence avec la Sarre, la Moselle passe à une concentration moyenne en chlorures de 177 mg/l et une salinité globale de 0,6 g/l.

Tableau I. Valeurs statistiques des différentes stations étudiées pour les paramètres chlorures et conductivité de l'année 2008. N est l'effectif (nombre de données mensuelles prises en compte), « Confiance » désigne les bornes d'un intervalle de confiance à 95 %, les quartiles 1 (25 %) et 3 (75 %) encadrent la valeur médiane (50%).

Chlorures (mg/l)					Confiance	Confiance					
Rivière	Station	N	Moyenne	Ecart-type	(-95%)	(+95%)	Min	Max	Quartile1	Médiane	Quartile3
Meurthe	Azerailles	11	10.4	1.2	9.6	11.3	8.2	12.4	9.6	10.2	11.7
Meurthe	Bouxieres	11	951.8	232.9	795.3	1108.2	540.0	1190.0	763.0	1030.0	1150.0
Moselle	Liverdun	12	17.2	2.8	15.4	19.0	10.9	22.6	16.7	17.0	18.3
Moselle	Millery	11	389.3	73.8	339.7	438.9	294.0	542.0	324.0	368.0	450.0
Moselle	Hauconcourt	11	372.0	53.1	336.3	407.6	278.0	455.0	341.0	370.0	399.0
Moselle	Palzem	13	318.5	46.6	290.4	346.7	251.0	406.0	302.0	314.0	328.0
Sarre	Kanzem	13	50.1	15.6	40.6	59.5	22.0	74.0	38.0	50.0	60.0
Moselle	Coblence	13	177.2	35.4	155.8	198.6	100.0	227.0	169.0	182.0	206.0
Conductivité (µS/cm)											
Meurthe	Azerailles	11	139	14	130	148	117	163	125	141	149
Meurthe	Bouxieres	11	3230	669	2781	3679	1985	3870	2704	3406	3857
Moselle	Liverdun	12	383	66	341	424	258	482	339	390	424
Moselle	Millery	11	1578	249	1411	1745	1193	1962	1376	1490	1830
Moselle	Hauconcourt	11	1589	228	1435	1742	1136	1966	1441	1620	1683
Moselle	Palzem	13	1397	169	1295	1499	1112	1710	1307	1399	1476
Sarre	Kanzem	13	585	92	529	640	392	707	533	593	637
Moselle	Coblence	13	898	144	811	985	557	1090	867	911	988

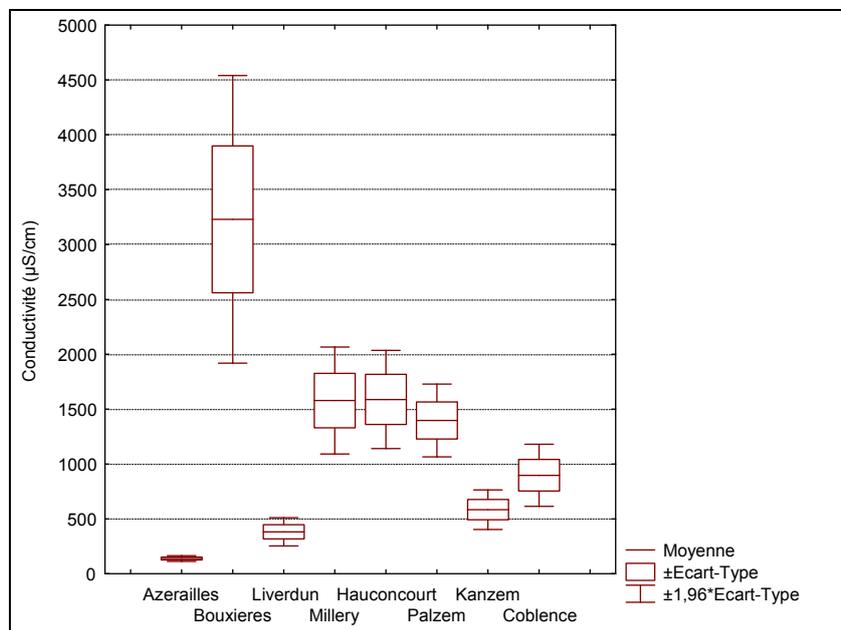


Figure 6 : Valeurs de conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) mesurées en 2008 à partir de données mensuelles sur deux stations de la Meurthe (Azerailles, Bouxières), cinq stations de la Moselle (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Coblence) et une station de la Sarre (Kanzem). La Meurthe se jette dans la Moselle à l'aval de Liverdun ; la Sarre se jette dans la Moselle entre les stations de Palzem et Coblence. Les valeurs extrêmes représentées sont celles d'un intervalle de confiance à 95 %.

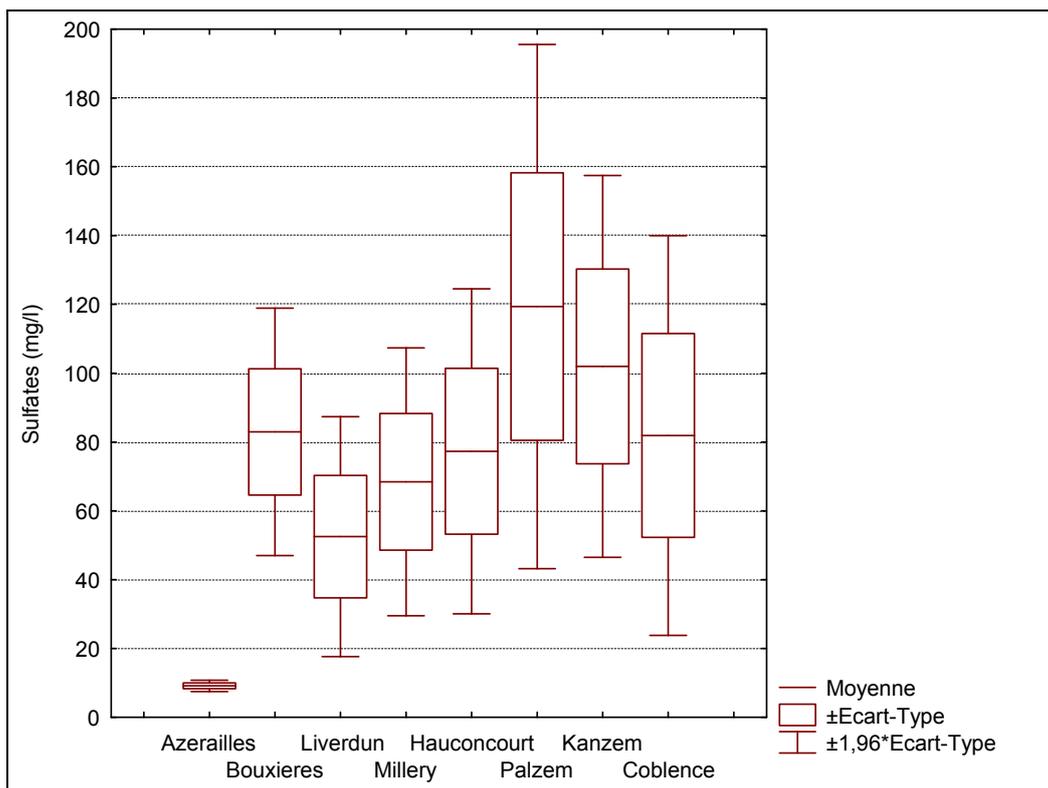
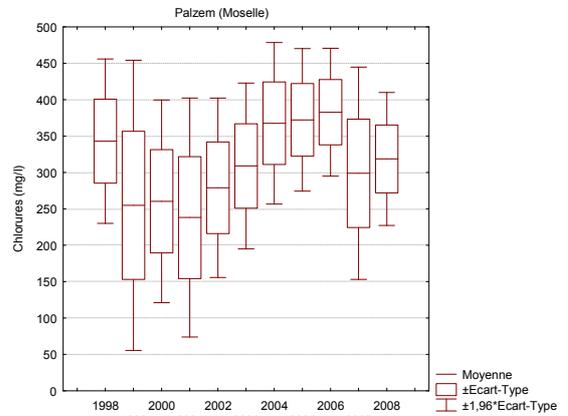
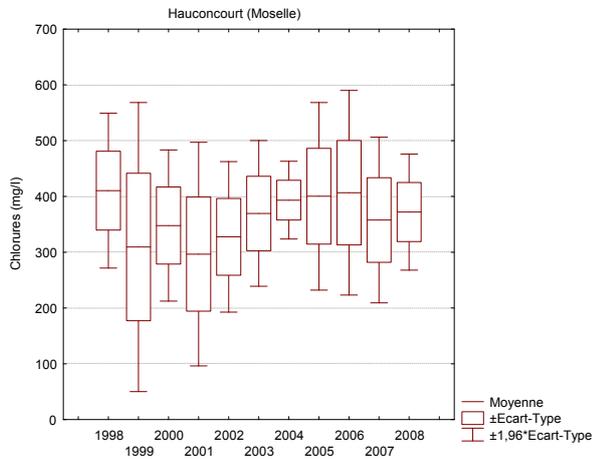
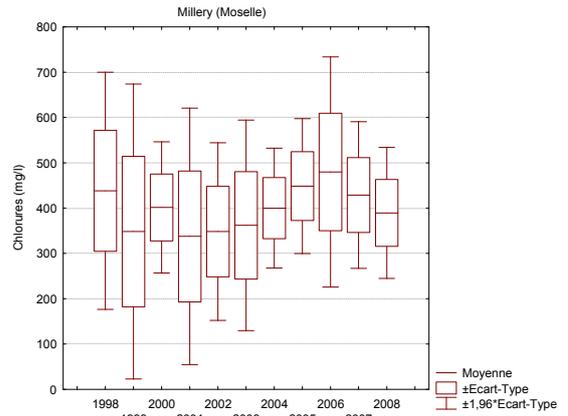
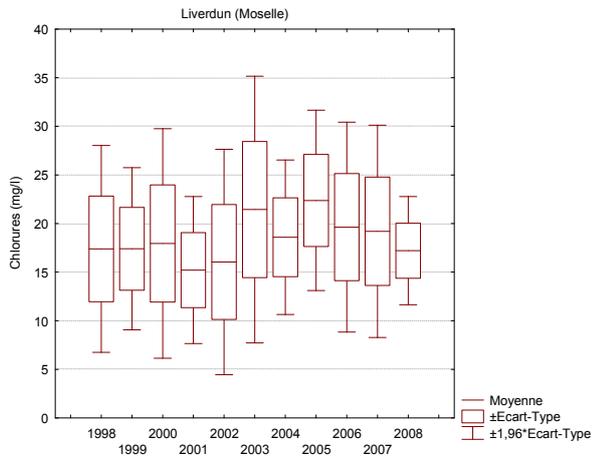
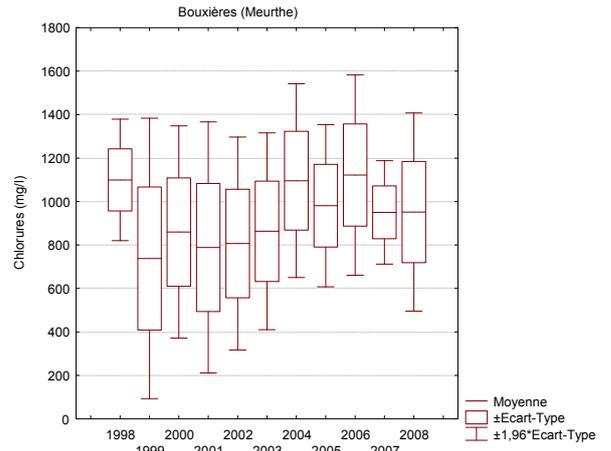
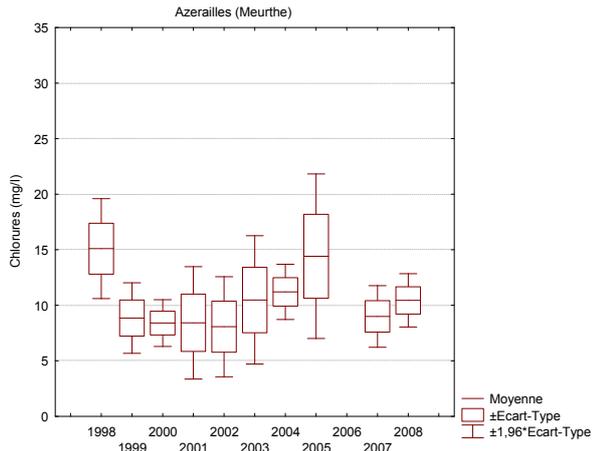


Figure 7 : Concentrations en sulfates (mg.l^{-1}) mesurées en 2008 à partir de données mensuelles sur deux stations de la Meurthe (Azerailles, Bouxières), cinq stations de la Moselle (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Coblenze) et une station de la Sarre (Kanzem). La Meurthe se jette dans la Moselle à l’aval de Liverdun ; la Sarre se jette dans la Moselle entre les stations de Palzem et Coblenze. Les valeurs extrêmes représentées sont celles d’un intervalle de confiance à 95 %.

Différences inter-annuelles

Si l’on observe la station la plus aval, Coblenze, les concentrations en chlorures suivent un patron de variations inter-annuelles (Figure 8) avec par exemple les concentrations les plus faibles observées en 2000 et 2001 (moins de 150 mg/l), les plus fortes en 2004, 2005 et 2006 (avec plus de 200 mg/l). L’année 2008 est une année moyenne par rapport à la décade considérée. Ces variations suivent relativement bien l’hydrologie (Figure 9), avec des années plus sèches qui engendrent des eaux plus salées, et des années avec des débits plus importants et des concentrations en sels moins fortes.

Il semble que les variations inter-annuelles soient d’autant plus marquées que l’on considère une station à l’aval de la confluence avec la Meurthe (Figure 8). Ce phénomène peut résulter de la stratégie de rejet des saumures de soudières qui est liée aux débits de la Meurthe, de sorte qu’à l’aval immédiat de ces rejets la salinité est plus constante qu’après les confluences avec la Seille, l’Orne et surtout la Sarre.



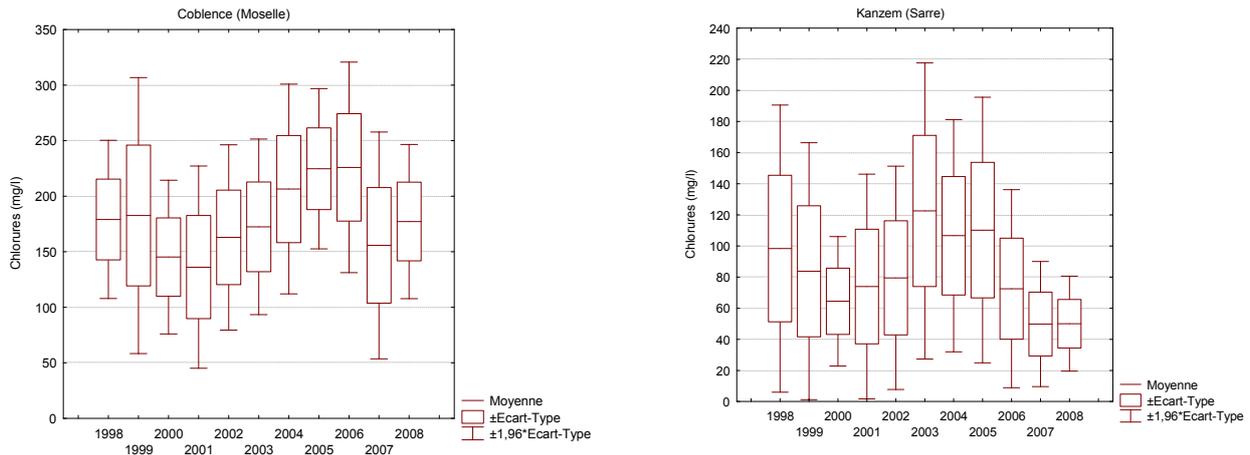


Figure 8 : Evolution annuelle des concentrations en chlorures (mg.l^{-1}) mesurées mensuellement entre 1998 et 2008 sur deux stations de la Meurthe (Azerailles, Bouxières), cinq stations de la Moselle (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Coblenze) et une station de la Sarre (Kanzem). Les valeurs extrêmes représentées sont celles d'un intervalle de confiance à 95 %.

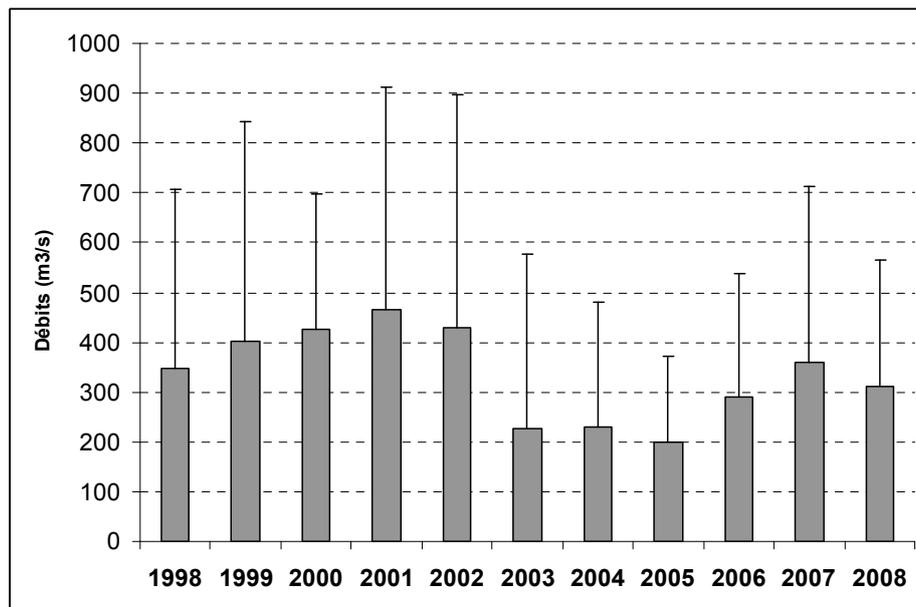


Figure 9 : Evolution sur une décennie des débits (moyenne + écart type) mesurés à Coblenze.

b. Estimation des concentrations naturelles

Pour connaître les concentrations naturelles en sel, il est nécessaire de connaître l'origine de la minéralisation de l'eau de la Moselle ainsi que les principales sources de rejets anthropiques. Le terme de « salinisation des eaux » est utilisé pour décrire l'augmentation de la teneur en sels dissous des eaux superficielles. Malgré la variété des mécanismes impliqués dans ces processus, il est possible de les classer en deux catégories, la salinisation naturelle, aussi appelée « salinisation primaire », et la salinisation anthropique ou « salinisation secondaire » (Williams, 1987).

→ Aspects généraux de la salinisation naturelle

Une des propriétés fondamentales de l'eau est sa capacité à solubiliser de nombreuses substances chimiques parmi lesquelles les sels minéraux qui sont les constituants majeurs des eaux naturelles du globe. Si l'on considère l'eau de mer, la concentration totale des sels dissous (salinité globale) varie en fonction du lieu mais la proportion des composants les plus importants reste à peu près constante. Cela tend à prouver que sur une échelle de temps géologique les océans ont été mélangés, c'est à dire que malgré les circulations particulières à chaque océan, l'eau circule entre les différents océans. Au contraire, si l'on compare les hydrosystèmes continentaux, les proportions des différents composants de la salinité ne sont pas constantes et changent selon son origine. Ainsi le calcium est le cation le plus commun trouvé dans les eaux de surface européennes, son origine est principalement géologique, en particulier lorsqu'il y a des dépôts de carbonates ou de gypse présents (Meybeck & Helmer, 1989). Mais dans les régions arides et semi-arides de la planète, l'évapotranspiration produit une hausse de la teneur en sels des eaux de surface qui engendre une augmentation des concentrations de sodium et de calcium (Williams, 1987). Ce phénomène est amplifié par des températures et une irradiation importante qui entraîne une remontée des nappes aquifères et des sels minéraux contenus dans les sols. Sodium et calcium peuvent alors devenir les cations majoritaires. Au Canada de nombreux sols de prairies contiennent des concentrations naturellement élevées de sels hydrosolubles, notamment de sulfates de sodium, de calcium et de magnésium. Ces sels sont produits par une action chimique exercée sur les minéraux des couches supérieures du till glaciaire qui soutend les sols de cette région (Eilers *et al.*, 1995). Les zones arides côtières ou les îles présentent quelque fois des cas particuliers de salinisation due à l'infiltration d'eau de mer, c'est le cas par exemple au moyen orient.

Il en découle qu'il est délicat de comparer des phénomènes de salinisation entre des régions biogéographiques pour lesquelles la salinité n'a ni la même origine, ni la même composition.

La salinité naturelle est régie par deux principaux facteurs que sont la géologie et le climat. Le sodium et les chlorures naturellement présents dans les eaux douces proviennent de la météorisation naturelle de la roche et du transport atmosphérique de substances d'origine océanique.

→ Aspects généraux de la salinisation anthropique

A une échelle planétaire, la salinisation primaire ne représente qu'une petite partie des niveaux de salinisation observés. La « salinisation secondaire » est principalement due à trois facteurs anthropiques. Les pratiques agricoles, et en particulier une irrigation associée à un mauvais système de drainage (Silva & Davies, 1997, 1999), sont souvent mises en cause (Williams, 1987), car en favorisant l'évaporation de l'eau dans les zones arides, elles engendrent la précipitation de cristaux de sel en surface. L'irrigation provoque une diminution des flux d'eau sans diminuer les flux de sels. Le deuxième grand facteur anthropique est la demande croissante d'eau souterraine qui est à l'origine d'intrusion d'eau de mer et de la salinisation des aquifères côtiers. En Grèce ces phénomènes peuvent entraîner une augmentation de la concentration en chlorures d'aquifères de certaines zones côtières à 8 g.L^{-1} (Estrela *et al.*, 1996). Une troisième catégorie de facteurs anthropiques de salinisation regroupe des phénomènes qui peuvent être classés

comme marginaux à l'échelle de la planète mais peuvent avoir une grande importance au niveau local. Il s'agit par exemple de l'utilisation de sels de déneigement sur les routes (Williams *et al.*, 1999). Au Canada, cette activité peut engendrer une augmentation d'un facteur 15 de la concentration en chlorures de certains lacs et cours d'eau, même situés à plusieurs centaines de mètres des routes traitées (Löfgren, 2001). Il s'agit aussi de rejets salins industriels tels que les effluents des industries chimiques et pétrochimiques, de la production de gaz et des eaux d'exhaures acides (Pringle *et al.*, 1981). Une fois que ces substances ont pénétré dans l'environnement, elles restent en phase aqueuse jusqu'à ce que leurs concentrations dépassent leur produit de solubilité, alors elles se cristallisent et sédimentent sous forme de sels minéraux.

→ **Salinisations naturelle et anthropique engendrées par la Meurthe**

La Meurthe est le principal affluent de la Moselle, elle draine sur 164 Km un bassin versant d'une superficie de 3085 Km² composé de deux régions naturelles, le versant lorrain des Vosges à l'amont et le plateau lorrain à l'aval. Dans son tiers aval, la Meurthe reçoit les eaux de ses trois principaux affluents, deux situés en rive droite (la Vezouze et le Sanon) et la Mortagne en rive gauche qui délimite le bassin de la Meurthe et celui de la Moselle.

Très schématiquement, la géologie du bassin de la Meurthe peut être divisée en quatre zones géologiques distinctes (Figure 10). Le premier tiers correspond au versant lorrain des Vosges. Constitué principalement de roches gréseuses peu solubles du Permien et du Trias, il amène peu de minéraux à la rivière. Une seconde partie dans la région d'Azerailles est constituée de roches sédimentaires du Muschelkalk, principalement du calcaire fortement soluble. La troisième partie, essentielle par rapport à la problématique de la salinité, est constituée d'affleurements de Marnes et d'Argiles entrecoupés de niveaux dolomitiques du Keuper et de la Lettenkohle. Ces assemblages géologiques particuliers résultent de l'évaporation intense d'une eau de mer piégée dans un fossé d'effondrement, ce qui entraîne la formation d'évaporite dont la dolomie par cristallisation des sels après évaporation de l'eau. De tels dépôts sont protégés de la dissolution par des roches formées de sable ou de boue qui se déposent au sommet des couches solubles de sel en formant les couches de Marnes et d'Argiles. Ces gisements font partie des plus importants au monde. Ils se chiffrent en milliards de tonnes et forment une large bande qui va de la région de Sarralbe jusqu'à Nancy à une soixantaine de mètres de profondeur. L'affleurement salifère laisse ensuite place aux Grès et calcaire Rhétien après la ville de Dombasle.

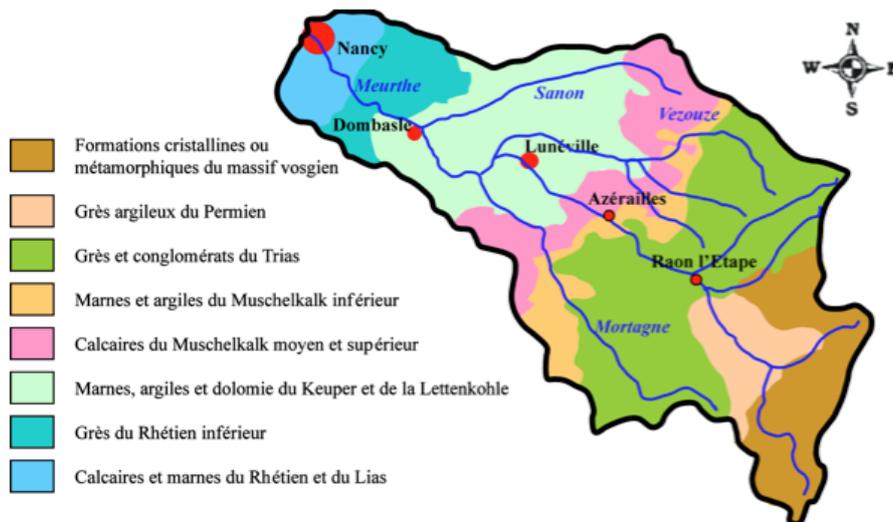
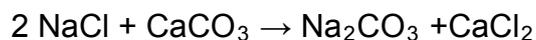


Figure 10. Représentation schématique des affleurements géologiques du bassin de la Meurthe (d'après Arts & Sary, 2000)

Si une part non négligeable de la salinité de la Meurthe est d'origine naturelle, la grande majorité de la salinité mesurée dans le tiers aval de la rivière est due aux rejets salins des industries lorraines liées au sel.

Dés le Moyen Age, pour le commerce du sel et le paiement de la dîme, des salines se sont installées dans la région de la Meurthe autour des sources salées les plus denses. L'exploitation des salines repose alors sur l'extraction du sel, essentiellement par chauffage, de l'eau des sources. C'est au XIX^{ème} siècle que l'exploitation minière du sel se substitue aux salines traditionnelles après la découverte de sel gemme lors de forage à Rosières-aux-Salines en 1822. Mais c'est en 1861 que l'activité se développe grâce à la mise au point par E. Solvay du procédé de fabrication du carbonate de soude dit « à l'ammoniaque ». S'ouvre alors l'ère des soudières à l'ammoniac qui combinent du sel et du calcaire pour la fabrication du carbonate de sodium (c'est-à-dire de cristaux de soude):



Cette fabrication génère comme sous-produit, le chlorure de calcium (CaCl_2), qui n'est pas économiquement valorisable et qui constitue ce que l'on appelle les rejets salins. Actuellement, les soudières lorraines de Solvay (Groupe Solvay) et Novacarb (groupe Rhodia, filiale de Rhône-Poulenc) sont les deux unités de production française. Elles sont toutes les deux situées dans le bassin de la Meurthe en amont de Nancy. Le gisement de sel lorrain est intéressant en raison de sa bonne qualité, de sa faible profondeur (50 à 200 m) et de l'importance des réserves qu'il constitue. La production annuelle de carbonate de sodium, évaluée à 600 000 t/an pour Novacarb et 700 000 t/an pour Solvay, alimente principalement les marchés des industries verrières et des détergents.

Les quantités importantes de rejets salins (CaCl_2) produites par les deux soudières (environ 1 360 000 t/an) sont en partie rejetées dans la Meurthe en fonction des débits de la rivière (Figure 11). En effet, l'arrêté préfectoral du 27.11.95 et la Convention internationale de Bonn (1976) prescrivent aux soudières un flux

maximal rejeté de 31 Kg.s^{-1} (Kg par seconde) en moyenne interannuelle et une concentration ajoutée maximale de 400 mg.L^{-1} (mesurée à Hauconcourt dans la Moselle). En période d'étiage, la salinité naturelle et les rejets des tiers génèrent une concentration de 400 mg.L^{-1} dans la Moselle, obligeant de ce fait les soudières à stopper leurs rejets en les conservant dans leurs bassins de décantation et de modulation.

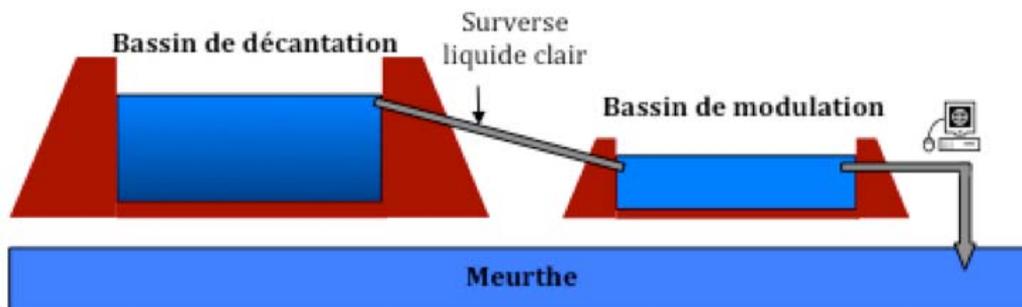


Figure 11. Schéma du dispositif de régulation des rejets salins par les soudières.

La mise en place de bassins permettant de moduler les rejets des soudières dans la Meurthe a permis une amélioration très sensible de la situation, en réduisant pratiquement d'un facteur 4 les concentrations observées à l'aval de Metz pendant 90 % du temps, et d'un facteur 3 celles observées à Coblenz (CIPMS, 2005 – Figure 12). Depuis, les concentrations en chlorures dans la Moselle sont de l'ordre de 400 mg/l entre la confluence de la Meurthe et celle de la Sarre, et de l'ordre de 200 mg/l entre la confluence de la Sarre et Coblenz (CIPMS, 2005).

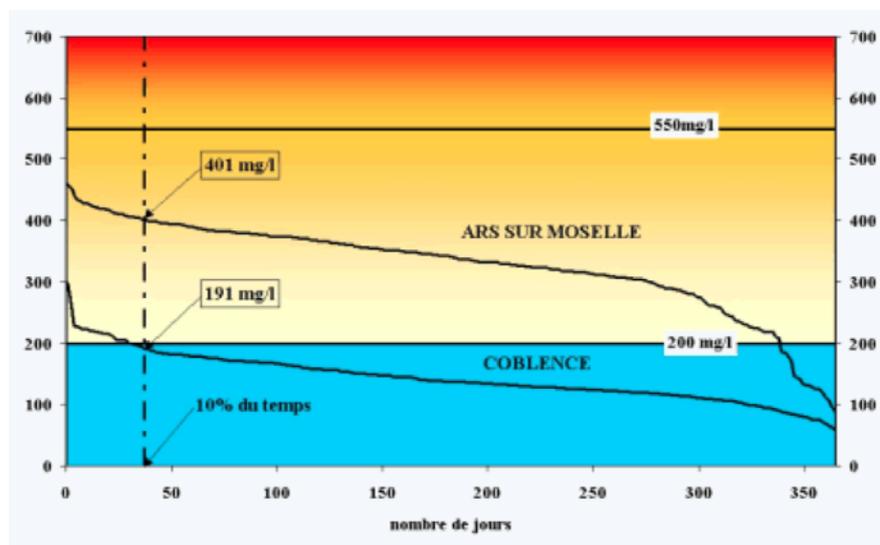


Figure 12 : Concentrations en chlorures dans deux stations de la Moselle en 2000 (mg/l). Source : AERM, (Document en ligne : http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/etat/district-rhin/page_03_02_07_04_a.php)

→ La salinité naturelle de la Moselle

Les affluents de la Moselle qui drainent les couches salées du Keuper inférieur où se produisent des phénomènes naturels de dissolution apporteraient 3 à

4 kg/s en moyenne annuelle de sel. Il est estimé que le reste proviendrait des soudières à hauteur de 31 kg/s, et de divers autres apports anthropiques à hauteur de 3 à 5 kg/s (industries diverses, exhaures de mines, sel de déneigement, sels d'origine urbaine). Au niveau de la frontière franco-allemande à Palzem, la salinité totale mesurée dans la Moselle est de 41 kg/s et elle atteint 47 kg/s à Coblenze avec les apports de la Sarre (AERM, 2005). La salinité de la Moselle contribue significativement à celle du Rhin (AERM, 2005).

Pour fixer un ordre de grandeur, c'est finalement approximativement 90 % de la salinité constatée dans la Moselle qui est considérée comme d'origine anthropique, et 10 % qui aurait une origine naturelle (CIPMS, 2005).

4. Effets physiologiques de la salinité sur la faune et la flore

Qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique, la salinisation provoque une augmentation de la pression osmotique (l'assimilation d'eau par les plantes est plus difficile) et une forte concentration de certains ions (ex. Cl^- , Na^+ , etc) qui sont toxiques pour la plupart des organismes vivants.

Bayly (1969) suggère que le ratio $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)/(\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+})$ est important pour déterminer la toxicité d'une eau car les ions monovalents sont plus toxiques que les ions divalents. Pour cet auteur, la limite de tolérance supérieure de *Boeckella triarticulata* (un crustacé copépode) est déterminée par les concentrations en chlorures dans l'hémolymphe, et la modification de celles-ci par un régime avec des bicarbonates permet de repousser cette limite à des concentrations supérieures.

Cependant nombreux taxons possèdent des caractéristiques morphologiques, physiologiques et d'histoire de vie qui fournissent une certaine capacité de tolérance, d'acclimatation ou d'évitement. Ces caractéristiques confèrent un niveau de résistance aux communautés d'eau douce, d'autant que nombreux organismes sont capables de tolérer le sel lorsque le taux de salinité augmente lentement (James *et al.*, 1993).

En physiologie, une distinction importante existe entre acclimatation et adaptation. L'acclimatation osmotique correspond à la réaction immédiate d'un organisme suite à un stress ionique et osmotique. Cette réaction implique le re-établissement de l'homéostasie cellulaire à travers des processus de transport et la production d'osmolytes. L'adaptation osmotique correspond à une évolution à travers des différences inter-générationnelles dans le sens où il s'agit d'une sélection des individus les plus performants pour assurer une reproduction efficace. L'adaptation osmotique se manifeste donc au niveau génétique.

→ Impact cellulaire

Le stress exercé par le sel perturbe de façon sévère l'homéostasie cellulaire chez les algues comme chez les plantes supérieures. Les différences entre les concentrations intra- et extra- cellulaires d'ions inorganiques (majoritairement Na^+ et Cl^-), engendrent une sortie d'eau et une réduction du volume cellulaire (Krell, 2006).

Le sel peut avoir un impact sévère sur une multitude de voies métaboliques, sur la photosynthèse (Allakhverdiev *et al.*, 2002), la biosynthèse de lipides de membrane (Sakamoto & Murata 2002 ; Singh *et al.*, 2002), sur le turnover de

protéines et leur repliement (Madern *et al.*, 2000; Thomsen *et al.*, 2002). Certains de ces impacts sont dus à la libération d'espèces réactives de l'oxygène (Mittler, 2002).

En condition de stress osmotique, les diatomées et les microalgues en général peuvent montrer des adaptations que ce soit au niveau au niveau moléculaire ou cellulaire (Hare & Cress, 1997; Bohnert *et al.*, 2004). Une acclimatation est également possible. Chez *Fragilariopsis cylindrus* en présence de 34 à 70 PSU, l'inhibition de l'efficacité photosynthétique est immédiate et elle engendre un arrêt de la croissance de plusieurs jours (Krell *et al.*, 2007). Si l'exposition est stoppée, une récupération lente de l'efficacité photosynthétique est observée, sans pour autant atteindre les valeurs initiales.

L'altération de la salinité du milieu externe (une diminution ou une augmentation de la salinité) influence l'homéostasie intracellulaire de trois manières (Kirst, 1990; Erdmann & Hagemann, 2001) :

- Le stress osmotique causé par une entrée d'eau à travers la membrane cellulaire semi-perméable engendre un changement du potentiel hydrique cellulaire. Des conditions hyperosmotiques vont provoquer une rétraction du plasmalemme (Bisson & Kirst, 1995), alors qu'en situation hypoosmotique l'eau va pénétrer la cellule causant une augmentation de la pression de turgescence. Cette augmentation de pression est mieux tolérée par les cellules algales possédant une paroi cellulaire rigide.

- Un stress ionique peut être causé par la perte passive et l'entrée d'ions inorganiques (principalement, Na^+ , Ca^{2+} , K^+ et Cl^-). Ces modifications provoquent un dérangement de la sphère d'hydratation autour de protéines et d'autres macromolécules, en affectant leur fonctionnement (Xiong & Zhu, 2002). Ce type de stress est plus néfaste pour la cellule que le stress osmotique seul.

- Des changements de la composition ionique intracellulaire peuvent être causés par la perméabilité sélective de la membrane aux ions. Vrieling *et al.* (2007) ont par exemple étudié le rôle de la salinité pour la formation du silicium diatomique. Des changements de la nanostructure de la silice de deux espèces diatomiques marines, *Thalassiosira punctigera* et *Thalassiosira weissflogii*, cultivées à deux salinités (33 et 20 psu) ont été observés. Pourtant, aux salinités testées, ces deux espèces diatomiques avaient le même taux de croissance, les effets observés concernant la silicification du frustule ne peuvent donc pas être attribuées à un taux de croissance différent mais bien à des concentrations salines différentes. Vrieling *et al.* (2007) émettent l'hypothèse que l'assimilation et le transport simultané d'ions et de l'acide silicique vers la vésicule de dépôt (par exemple par pinocytose = transport non spécifique) favorisent une polymérisation rapide de silicium. Le transport de silicium est connu pour être sodium-dépendant dans le cas de diatomées marines (Azam *et al.*, 1974; Bhattacharyya & Volcani, 1980), et peut être sodium et potassium-dépendant chez les espèces d'eau douce (Sullivan, 1976). D'une manière générale, le sodium joue un rôle important chez les diatomées car il intervient dans le transport des nitrates (Rees *et al.*, 1980), dans l'osmorégulation (Dickson & Kirst, 1987) et dans la photosynthèse (Zhao & Brand, 1988). L'absence de sodium peut provoquer un arrêt de la division cellulaire et une augmentation du volume cellulaire chez la diatomée marine *Phaedactylum tricorutum*, (Larson & Rees 1994, 1996).

Les plantes et les algues neutralisent les effets négatifs sur l'homéostasie cellulaire d'un stress osmotique et ionique soit en expulsant des sels via des transporteurs d'ions (par exemple des ATPases), soit par accumulation de composés

osmoprotecteurs appelés des osmolytes. Les osmolytes sont des molécules organiques à faible poids moléculaire et hautement soluble qui appartiennent à trois classes différentes : les composés d'ammonium quaternaires, les acides aminés, les polyols et disaccharides. L'acide aminé proline est l'osmolyte le plus souvent accumulé lors d'un stress osmotique chez les algues (Kirst, 1990; Erdmann & Hagemann, 2001).

→ Impact sur la croissance, la reproduction et la survie de macrophytes

Face à un stress salin, les espèces de macrophytes tolérantes à la salinité mettent en place différents types de réponses morphologiques (excrétion du sel par les racines ou par les glandes à sel des feuilles), et/ou physiologiques (osmorégulation, stockage du sel dans des vacuoles, synthèse de protéines de « stress »).

Bonis *et al.* (1993) ont testé expérimentalement l'effet de la salinité sur la reproduction des macrophytes des mares côtières de Camargue (France). Pour toutes les espèces, la reproduction est plus importante au printemps qu'en automne et fortement corrélée à la biomasse. Ils observent que l'effort reproductif le long du gradient de salinité amplifie la nature halophile des espèces comme *Ruppia maritima* et *Chara canescens* et l'intolérance de *Callitriche truncata* et *Chara contraria*. De grandes différences sont notées au niveau du poids total des propagules selon les espèces, et des modifications quantitatives dans la composition spécifique des banques de graines peuvent alors affecter la structure des communautés.

James *et al.* (2003) montrent que dans les milieux salés australiens, on observe des modifications dans le profil de croissance des macrophytes, qui a eu lieu plus tôt lorsque la salinité est élevée. Les deux types de reproduction, sexuée et asexuée, ont été bloqués chez *Myriophyllum crispatum* pour des salinités supérieures à 1000 mg / l, même si 52% des plantes ont survécu après 72 jours de croissance dans de l'eau présentant une salinité de 7000 mg/l.

Dans ce type de milieu, James & Hart (2003), ont de plus suivi les effets sublétaux de la salinité sur 4 espèces de macrophytes d'eau douce fréquemment inventoriés dans les zones humides du Nord-Est Victoria (*Myriophyllum crispatum*, *Eleocharis acuta*, *Potamogeton tricarinatus* and *Triglochin procera*). Ces espèces prélevées dans les mêmes milieux montrent une large gamme de sensibilité au sel. Cependant une diminution progressive du taux de croissance et de la tailles des plantes est observée pour ces 4 espèces lorsque la salinité dépasse des teneurs de 1000 mg / l.

Le rôle des effets de la salinité à différents régimes hydrologiques a aussi été testé in vitro sur la croissance de *Groenlandia densa* (Potamogetonaceae), qui peut croître dans les mares saumâtres (Demirezen-Yilman & Uruc-Parlak, article soumis). On peut noter une réduction très importante de la production de biomasse en réponse à un stress salin et un impact significatif sur la biomasse des racines et rhizomes suite à l'effet combiné de la salinité et du manque d'eau. De plus, une chlorose et un brunissement des feuilles apparaissent lorsque la salinité augmente. Ceci peut être lié aux effets négatifs de la salinité sur l'assimilation des nutriments.

Les travaux concernant les effets de la salinité sur les espèces des milieux d'eau courante sont moins nombreux. Cependant, les aspects de la réduction de biomasse et d'impact sur la morphologie des plantes y sont abordés.

Ces macrophytes sont en général non tolérants à l'augmentation de la salinité. La plus forte limite tolérée serait de 4000 mg/l de sel (Brock, 1981, Nielsen *et al.*,

2003), avec une large proportion de macrophytes sensibles pour des salinités de 1000-2000 mg/l, et des effets négatifs dès 1000 mg/l. Nobel & Kohler (1978, in Zimmermann-Timm, 2007) notent que le chlorure de magnésium et de potassium en particulier ont un effet toxique sur les plantes supérieures.

Plus sensible encore, une diminution de la photosynthèse d'*Elodea canadensis* est mise en évidence pour une concentration en sel de seulement 100 mg /l (Zimmermann-Timm, 2007), de même que le déclin de *Ranunculus fluitans*.

Malgré un effet important sur la morphologie des élodées, le sel n'empêche pas leur croissance. *Elodea canadensis* paraît plus sensible que *E. nuttallii* et il semblerait que la grande plasticité de l'espèce *Elodea nuttallii* (Di Nino *et al.*, 2007) lui permette de s'adapter plus facilement qu'*Elodea canadensis* à l'augmentation de la salinité dans le milieu.

Touvenot (2009) a également réalisé des expérimentations in situ dans la Seille (Lorraine), cours d'eau sous influence saline naturelle, où les 2 espèces d'élodées ont été transplantées dans des dispositifs expérimentaux, et pour lesquels il serait nécessaire de répéter des expériences pour en tirer des indications claires par rapport au facteur salinité (milieu très minéralisé et eutrophe). *Elodea nuttallii* étant actuellement en extension de son aire de répartition dans la région et dans d'autres régions françaises (Thiébaud *et al.*, 2008), ses capacités d'adaptation au facteur sel pourraient sans doute lui permettre de coloniser des milieux non encore touchés, les 2 espèces étant déjà observées sur la Meurthe et sur la Moselle après sa confluence, sans parler des milieux stagnants que sont les anciennes gravières en voie de colonisation sur tout le cours de la Moselle (comm.pers.).

En ce qui concerne des héliophytes, Paradis (2008) a observé récemment au Québec des diminutions relatives des biomasses aérienne et souterraine d'héliophytes, dues à la salinité apportée par des sels de déneigement. Elles ont été plus importantes pour les massettes (*Typha spp*) que pour les roseaux (*Phragmites australis*), ce dernier taxon étant une espèce introduite dans cette région.

→ Impact sur les animaux

La concentration en sels à l'intérieur des animaux aquatiques d'eau douce est plus importante que dans leur milieu ambiant et ils dépensent de l'énergie continuellement pour maintenir cette différence de concentration (Potts, 1954). De plus, les ions qui constituent la salinité (i.e. Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+) sont exclusivement des ions essentiels à la vie et une carence de ces éléments engendre un stress chez l'individu. Dans l'hémolymphe ou le sang l'anion et le cation majoritaires sont respectivement Cl^- et Na^+ .

Le milieu interne étant hypertonique par rapport au milieu ambiant, les organismes doivent continuellement faire face à un problème d'ions qui tendent à sortir de leur milieu interne et d'eau qui tend à y entrer. Ainsi, les poissons d'eau douce ne boivent-ils quasiment pas d'eau pour éviter une « dilution » de leur milieu intérieur (Hwang & Lee, 2007).

Pour des organismes relativement imperméables, il est possible d'obtenir les ions nécessaires à la vie par la nourriture. Pour les autres, le maintien de fortes concentrations ionique dans leur milieu interne passe par deux solutions : l'excrétion de l'eau avec le minimum de pertes ioniques ou le prélèvement actif dans le milieu extérieur des espèces ioniques perdues.

Le surplus d'eau entrée par pression osmotique dans un organisme d'eau douce est éliminé par la production d'une urine diluée. L'absorption active d'ions est généralement réalisée par des structures situées sur la surface corporelle, souvent situées près ou sur les branchies. Les cellules à chlorures constituent sans doute les structures d'absorption les plus importantes. Elles sont impliquées dans le pompage des ions en provenance ou vers le milieu extérieur. Elles sont capables de prélever des ions (chlorures, sodium et calcium) contre un gradient de concentration mais en engendrant une forte dépense énergétique (Hwang & Lee, 2007), ce qui explique la présence de nombreuses mitochondries. Ces cellules ont été étudiées intensivement chez les poissons où elles sont exclusivement localisées sur les branchies.

Elles sont également présentes chez un large panel d'invertébrés où les cellules sont soit éparses sur du tégument, soit concentrées sur des zones où elles forment une couverture homogène. Peu d'études se sont intéressées à une modification de l'importance des cellules à chlorure en fonction d'une variation de la salinité du milieu. Pourtant le ratio entre la surface couverte par des cellules à chlorure et la surface du corps pourrait révéler le stress lié à l'osmorégulation d'un individu (Kefford *et al.*, 2011).

Les individus de plusieurs espèces de macroinvertébrés ont une croissance qui augmente lorsque l'on passe d'une salinité faible (50 à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) à modérée (500 à 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Kefford & Nugegoda, 2005, Hassell *et al.*, 2006, Kefford *et al.*, 2006a, 2007b). Si la salinité augmente encore, la croissance décroît et le stress de l'individu peut conduire à la mort. Si le mécanisme sous jacent n'est pas bien connu (voir Boeuf & Payan, 2001, Kefford & Nugegoda, 2005), le stress lié à l'osmorégulation devrait être relativement élevé à des concentrations en sels faibles (du fait d'une régulation hyperosmotique) ou au contraire fortes (du fait d'une régulation hypo-osmotique).

→ Impact ontogénique

La salinité agit potentiellement sur le développement des individus. Piscart (2004) a examiné des mesures d'instabilités de développement issues d'un dysfonctionnement durant les processus ontogéniques entre populations d'invertébrés soumises à un gradient salin. Ces défauts de développement peuvent théoriquement être utilisés avantageusement comme révélateur d'un stress environnemental.

Les asymétries de longueurs de fémurs de larves de *Calopteryx splendens* (Insecte Odonate), de longueurs de fémurs, tibias, et largeurs de pygopodes de larves d'*Hydropsyche exocellata* et *H. contubernalis* (Insecte Trichoptère) ont été étudiés dans le détail sur trois sites situés le long du gradient salin de la rivière Meurthe. Il n'a pas pu être mis en évidence de patron de réponses des mesures d'AF le long du gradient salin, quelle que soit la mesure testée, et aucune logique n'apparaissait lors de la confrontation des changements de densités avec les instabilités de développement. Les mesures d'instabilité de développement de ces populations naturelles d'insectes seraient de mauvais indicateurs du stress salin.

En présence de fortes concentrations salines, des formes tératologiques sont trouvées chez les diatomées, c'est à dire des formes anormales par rapport au standard de l'espèce. Chez les diatomées, les formes anormales sont dues à une distorsion de l'ornementation et une perte de symétrie du frustule. Ces formations

anormales seraient induites par un stress au moment de la formation des valves. Pour de nombreux auteurs, les formes tératologiques et les réductions en taille de la cellule diatomique peuvent être liées à des problèmes pendant le processus d'assimilation de silice (Record, 2009). L'apparition de formes anormales ne peut vraisemblablement pas être utilisée comme révélateur d'une pollution saline, les malformations pouvant être causées par une grande variété de facteurs naturelles, comme la limitation en nutriments, ou de facteurs anthropiques.

Des expérimentations ont été également menées en laboratoire pour apprécier l'impact de gradients de salinité sur la morphologie de deux espèces de macrophytes hydrophytes d'eau douce, *Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii* (Touvenot, 2009), toutes deux espèces introduites en France, mais *E. nuttallii* étant actuellement en train d'élargir de façon notable son aire de répartition, à l'inverse de *E. canadensis*. Pour les 2 espèces, après 1 mois de croissance en milieu salé, la longueur des entre-nœuds des 2 espèces d'élodées a diminué, ainsi que la surface et la largeur de la feuille. Ceci est à mettre en relation avec une sensibilité au sel qui inhibe la croissance et l'activité photosynthétique, et qui s'accumule dans les feuilles, entraînant par l'effet toxique des ions une nécrose précoce des feuilles (Salter *et al.*, 2007). Des réponses adaptatives sont également observées :

- une stratégie d'évitement du stress, avec une diminution de la longueur des entre-nœuds, qui réduit les apports minéraux vers l'apex, donc ralentit la croissance.
- la réduction de la surface et de la largeur de la feuille qui limite l'évapotranspiration et maintient de la turgescence, avec de plus, possibilité d'ajustement osmotique.

De plus, la croissance apicale est inhibée respectivement aux concentrations de 500 et 1000 mg/l pour *E. canadensis* et *E. nuttallii*.

5. Impact sur les composantes biologiques

Plusieurs études fournissent des informations sur l'impact de certains niveaux de salinité sur les organismes, et par ricochet sur les communautés tant animales que végétales.

Dans leur synthèse bibliographique Hart *et al.* (1991) estiment que les communautés biologiques les plus sensibles à la concentration en sel en rivière sont les macroinvertébrés et les végétaux (végétation riparienne, macrophytes et microalgues), et que les effets néfastes directs se manifestent autour de 1 g/L (Hart *et al.*, 1990, 1991).

Ces estimations ne sont pas généralisables à tous les milieux. Kipriyanova *et al.* (2007) ont examiné les relations entre salinité et diversité, abondance et biomasse des principales composantes biologiques du lac Chany (Ouest de la Sibérie, Russie), le long d'un gradient de salinité. En passant de 0,8 à 6,4 g/l, il a été observé que la richesse spécifique des macrophytes décroît de 16 à 2 espèces, du phytoplancton de 98 à 52 espèces, et celle du zooplancton de 61 à 16 espèces, mais que les changements dans la diversité spécifique du zoobenthos sont négligeables.

Quelques études comme celle de Sereda *et al.* (2011) font état d'une augmentation de la salinité concomitante à une élévation de la température (changements globaux) et un déficit hydrologique (sous l'effet d'une évapotranspiration supérieure aux précipitations). L'évapoconcentration consécutive

à ces changements augmente les teneurs en sels dissous mais cela ne peut être le seul facteur évoqué comme responsable des modifications biologiques constatées, la température étant par exemple elle aussi modifiée. Ce cas particulier illustre d'une part que la salinisation n'est généralement pas une pollution isolée et unique, et d'autre part que la salinité peut être une conséquence de changements climatiques.

Il faut garder à l'esprit que beaucoup d'ions sont essentiels à la vie, comme peuvent l'être certains métaux lourds (cuivre, zinc par exemple). Les effets toxiques de ces éléments se manifestent lorsque ceux-ci atteignent des concentrations qui excèdent les limites de tolérance des espèces (Figure 13). Les effets négatifs ne correspondent pas alors nécessairement à une mortalité des individus même si cette issue est inéluctable lorsque la salinisation devient vraiment très importante.

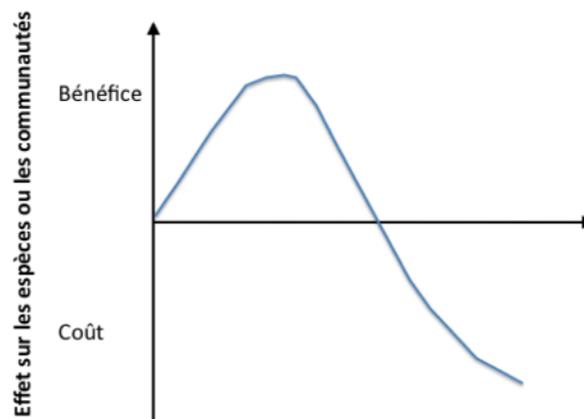


Figure 13 : Représentation schématique de l'effet général de la salinisation sur les organismes ou les communautés (modifié de Hart *et al.*, 1990).

a. Phytobenthos et macrophytes

→ Les diatomées

Les diatomées sont des algues unicellulaires microscopiques caractérisées par un squelette externe siliceux. La forme et l'ornementation de ce squelette sont caractéristiques de chaque espèce. Leur biodiversité, leur sensibilité envers une multitude de polluants, leur cycle de vie rapide et leur caractère sessile font qu'elles sont considérées comme d'excellents bio-indicateurs de la qualité de l'eau (Record, 2009).

Le temps de réaction à une pollution dépend du niveau d'organisation cellulaire. Les unicellulaires comme les diatomées sont exposés rapidement et complètement aux pollutions du fait que leur milieu environnant touche la totalité de l'organisme (cellule), contrairement aux organismes pluricellulaires. Ainsi, les organismes unicellulaires réagissent les plus vite à des changements environnementaux. Chez les diatomées, dont la durée de génération varie de un à quelques jours (Werner, 1977), les communautés peuvent réagir en deux semaines à des changements drastiques du milieu en modifiant leur composition spécifique.

Les indices diatomiques évaluent généralement la perturbation anthropique en utilisant les abondances relatives des espèces identifiées, pondérées par leurs caractéristiques spécifiques de sensibilité à différents indicateurs de pollution.

La salinité affecte la survie des diatomées et la sensibilité des espèces est très hétérogène au sein de ce groupe (Record, 2009). La capacité d'adaptation des diatomées aux variations de la concentration saline en chlorures (NaCl, MgCl₂) est parfois élevée grâce à leur pouvoir d'osmorégulation (diatomées euryhalines) ou au contraire très limitée (diatomées sténohalines). Dans une synthèse publiée récemment qui présente plusieurs méthodes pour mettre en évidence un stress salin (Record, 2009), les diatomées peuvent être classées en 7 classes selon leur niveau de tolérance. Ce classement est essentiellement bâti sur les travaux de Dell'Uomo (2004). On distingue :

- les diatomées halophobes : ce sont les diatomées d'eau douce qui ne tolèrent pas les chlorures si ces dernières dépassent le seuil de 20 mg/L (ex. *Achnanthes flexella*, *Diatoma hyemalis*, *Neidium alpinum*)
- les diatomées oligohalobes exigeantes qui tolèrent seulement une petite quantité en chlorure, de 20 à 50 mg/L (ex. *Achnanthes minutissima*, *Amphora inariensis*, *Fragilaria capucina*)
- les diatomées oligohalobes tolérantes : elles ont un développement optimal autour de 50 à 200 mg/L (ex. *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*)
- les diatomées halophiles : ce sont des organismes pour lesquels une concentration modérée en sels chlorures est stimulante. La salinité est comprise entre 200 et 500 mg/L (ex. *Caloneis amphisbaen*, *Entomoneis paludosa*, *Cyclotella meneghiniana*). Leur présence est symptomatique d'une pollution minérale modérée d'origine anthropique et parfois naturel (nature de la roche)
- les diatomées β-mesohalobes : ce sont les formes d'eau oligosaumâtre, avec une salinité comprise entre 0,5 et 5 g/L (ex. *Bacillaria paradoxa*, *Navicula halophila*, *Nitzschia lorenziana*). Ces espèces (et d'autres) indiquent une forte pollution minérale.
- Les diatomées α-mesohalobes : formes d'eau saumâtre avec une salinité comprise entre 5 et 20 (-30) g/L
- Les diatomées euhalobes : salinité entre 30 et 40 g/L
- Les diatomées polyhalobes (ou hyperhalobes) : elles tolèrent des valeurs de salinité supérieures à 40 g/L.

Ces deux dernières catégories n'intègrent que des formes typiquement marines.

Les diatomées montrent donc des sensibilités spécifiques vis à vis de la salinité (Busse *et al.*, 1999 ; Ziemann *et al.*, 2001 ; Dell'Uomo, 2004), ce qui détermine leur distribution en fonction des teneurs en sels (Blinn, 1991 ; Fritz *et al.*, 1993 ; Wilson *et al.*, 1994 ; Gasse *et al.*, 1995 ; Bloom *et al.*, 2003). Ziemmermann-Timm (2007) indiquent que les diatomées sont sensibles aux changements dans les concentrations salines, et qu'à des concentrations aussi faibles que 100 mg de chlorure/ l, on peut observer des modifications dans la composition spécifique des peuplements. Une augmentation de la salinité provoque un changement de composition au sein de la communauté periphytique avec la disparition des espèces les plus sensibles au profit d'espèces tolérantes

Cette sensibilité au sel des diatomées a déjà permis d'estimer les niveaux de salinité du passé, à partir d'échantillons d'espèces fossiles contenues dans le sédiment (Servant-Vildary & Roux 1990 ; Roux *et al.*, 1991 ; Kashima, 2003 ; Cook & Colemann 2007). Les milieux analysés étaient des lacs de l'altiplano bolivien.

Les effets d'une salinisation d'origine anthropique de cours d'eau, en particulier dans le contexte industriel allemand (mines de potasse), ont été suivis à travers les modifications des communautés diatomiques, ainsi que l'appréciation de la réduction, voire l'arrêt de ces rejets quelques décennies plus tard dans les années 1990. C'est le cas dans la région de la rivière Wipper (Ziemann *et al.*, 2001), de la Werra/Weser (Ziemermann & Timm, 2007) ou dans le nord de la Thuringe, sur le ruisseau Urbach et la rivière Helbe (Busse *et al.*, 1999).

Busse *et al.* (1999) ont ainsi étudié les effets d'une diminution de la concentration en sel de rivières allemandes qui reçurent pendant des décennies des quantités importantes de sel. Une fois les intrants stoppés, les chlorures sont rapidement passés de 25,4 g/L à 1,2 g/L. Alors que la désalinisation a été rapide, les premiers effets sur la communauté diatomique benthique sont apparus trois mois plus tard avec une augmentation de la richesse spécifique et une diminution significative de l'indice de salinité de Ziemann. La composition spécifique a été profondément modifiée, avec par exemple la diminution de l'abondance relative d'espèces mésohalobes comme *Nitzschia frustulum* et l'augmentation de l'abondance relative d'espèces oligohalobes-halophiles comme *Nitzschia liebetruthii* ou *N. inconspicua*.

Les observations de Ziemann *et al.* (2001) montrent que les concentrations de chlorures dans la rivière Wipper (dont le contexte géologique favorise déjà une dureté et une conductivité élevées) sont passées de concentrations moyennes pouvant excéder les 6 g/l dans les secteurs les plus pollués à des valeurs moyennes inférieures à 2 g/l. Cela a induit des modifications dans la composition ionique avec la réduction du potassium, avec des proportions plus importantes de calcium. L'augmentation des concentrations en sel a coïncidé avec la diminution du nombre d'espèces oligohalophiles et l'augmentation des taxons mesohalophiles et polyhalophiles. Au-delà d'une concentration de chlorure d'environ 3 g/l, la proportion de ces derniers dépasse celle des précédentes (indice halobion > 50). Les assemblages trouvés en 1998 après diminution de la salinisation ont changé de façon marquée par rapport à ceux de 1963/64 et 1986. Les espèces halobiontes prédominantes ne se retrouvent qu'occasionnellement ou pas du tout. Elles ont été remplacées par des formes oligohalobes indifférentes.

Ziemermann & Timm (2007) montrent que des rejets hautement salés ont été déversés directement dans la Werra, surtout après 1968 (jusqu'à 40 g/l Cl⁻), avec pour résultat un appauvrissement de la faune et de la flore de la rivière, dû à un effet toxique. La composition ionique déséquilibrée (avec plus de K⁺ ou de Mg⁺⁺) et des variations des concentrations en raison de l'afflux irrégulier des eaux usées étaient en cause. La réduction de la teneur en sel à la fin des années 1990, grâce à des améliorations technologiques et la fermeture de certains sites industriels, a permis d'observer une augmentation de la diversité spécifique des diatomées.

Le principe à la base de ces changements est qu'une augmentation trop forte de la salinité est toxique, voir létale quand le pouvoir osmorégulateur de la cellule est dépassé, soit parce que la cellule algale a un manque d'eau, soit parce qu'elle a un excès d'ions, soit parce qu'elle subit les deux (voir le paragraphe effets physiologiques).

Divers auteurs suggèrent que les diatomées sont au moins aussi sensibles aux proportions ioniques qu'à la quantité absolue d'ions dans leur milieu (Servant-Vildary & Roux 1990 ; Roux *et al.*, 1991 ; Sylvestre *et al.*, 2001). Sylvestre *et al.* (2001) ont

étudié les effets de la salinité et de la composition ionique (surtout Mg, SO₄ et Na) de lacs salés boliviens sur les communautés diatomiques. Dans ces lacs, le sodium et les chlorures dominent et l'abondance de certaines espèces est fortement corrélée à des composants ioniques mineurs en terme de concentration: *Gomphonema angustatum* et *Nitzschia valdestriata* sont par exemple abondantes à des concentrations importantes en Ca, *Achnanthes delicatula*, *Amphora coffeaeformis* et *Nitzschia communis* au Mg, et *Navicula pseudolanceolata* ou *Nitzschia hungarica* à des fortes concentrations en sulfates.

Typologie des communautés de diatomées en Lorraine en fonction de la salinité du milieu

En Lorraine, Pierre s'est intéressé pendant de nombreuses années aux peuplements diatomiques et notamment à ceux qui caractérisent les milieux aquatiques sous influence naturelle ou anthropique d'un niveau de salinité important (Pierre, 1968, 1970a, 1970b). Il différencie les milieux lotiques (la Meurthe et son affluent le Sânon, ainsi que la Seille) des marais salés du bassin versant de la Seille (secteur des villes de Vic sur Seille, Marsal). Les teneurs en chlorures y sont principalement liés à l'ion sodium, tandis que sur le cours inférieur de la Seille et le Sânon l'exploitation de mines de sel rend ces cours d'eau sous l'influence des rejets de soudières, et les chlorures y sont surtout associés à l'ion calcium. Au sein des communautés diatomiques, plusieurs espèces observées sont typiquement halophiles

Dans une étude récente sur les formations saumâtres et salées de la vallée de la Meurthe, Pierre (2005) met encore en évidence la présence de diatomées halophiles qui prédominent dans la Meurthe, ainsi même que la présence de quelques diatomées marines (notamment des *Coscinodiscus sp.*).

La typologie des cours d'eau officiellement utilisée en France est définie selon des Hydro-EcoRégions (HER) et le rang de Strahler. Cette typologie est le cadre qui permet de définir les références pour chaque type de cours d'eau. Dans ce contexte, le Cemagref a proposé des diato-écorégions, écorégions inspirées des HER et adaptées aux diatomées (Tison *et al.*, 2005).

Une étude des communautés de diatomées des bassins Moselle, Meuse et Sarre (Rimet *et al.*, 2006 ; Rimet, 2009) montre que la zone d'étude peut-être divisée en 4 grands types de communautés, dont celui des **communautés basophiles des cours d'eau fortement minéralisés, avec souvent des concentrations élevées en chlorures** : Meurthe en aval de Damelevières, Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe, bassin de la Seille. Certains de ces cours d'eau présentent des conductivités naturellement élevées (ils appartiennent aux « groupes » 22 et 23), avec en particulier des concentrations élevées en NaCl. Ils se trouvent sur l'HER Côtes calcaires principalement mais n'en sont pas caractéristiques. Ces deux groupes (22 et 23) sont constitués de stations éloignées de la source et généralement de grande largeur. La caractéristique de ces stations est leurs conductivités élevées (valeurs médianes de 1100 et 1630 mS.cm⁻¹), respectivement pour les groupes 22 et 23. On note la présence de fortes concentrations en chlorures pour le groupe 23 (valeur médiane de 371 mg.l⁻¹), mais également en sulfates provenant souvent des exhaures de mines (valeurs souvent entre 100 et 700 mg.l⁻¹ pour l'Orne).

Finalement, deux types de rivières caractérisent ces deux groupes :

- les rivières comme la Meurthe aval ou l'Orne présentant une forte conductivité liée à l'activité humaine (exhaures de mines, soudières),
- les rivières présentant une forte conductivité naturelle :
 - Seille, Petite Seille, Sânon (conductivités 1500 - 4000 mS.cm⁻¹).
 - Albe, Rode, Nied Allemande, Nied Francaise, Nied (cond. 1000 - 1800 mS.cm⁻¹).

Les conclusions de ces auteurs (Rimet *et al.*, 2006 ; Rimet, 2009) est que les communautés des cours d'eau fortement minéralisés constituent une communauté à part qui n'a pas d'équivalent en HER. Pour améliorer la significativité des HER, **un type particulier pour les milieux de très fortes conductivités, 1500 à 4000 mS.cm⁻¹, d'une partie du plateau lorrain semble nécessaire à définir** en plus des types existants dans la circulaire actuelle. En effet, cette zone est caractérisée par une microflore singulière qui ne correspond en rien à celle des milieux calcaires classiques.

De plus, une étude sur la qualité de l'eau des rivières du bassin houiller lorrain évaluée au moyen des diatomées (Rimet *et al.*, 2007) montre notamment que, sur plusieurs stations, des espèces de diatomées sont caractéristiques soit de milieux saumâtres, soit de sources minérales, et montrent l'influence des exhaures des mines qui minéralisent fortement les cours d'eau (apport de chlorures et de sulfates).

En conclusion, les communautés diatomiques de rivières lorraines (y compris la rivière Moselle et ses affluents) sont donc très largement influencées par la salinité des eaux, que celle-ci soit naturelle ou anthropique, originaire des rejets de soudières ou des exhaures de mines.

→ Les macrophytes

L'influence de la salinité sur les communautés de macrophytes des milieux d'eau courante à moyennement saumâtre est très peu connue. Les principaux éléments bibliographiques disponibles sur la distribution des espèces en fonction de niveaux de salinité concernent des milieux lenticules.

Ainsi, dans les milieux saumâtres ou oligohalins côtiers, comme par exemple en Camargue (Grillas, 1990 ; Grillas *et al.*, 1993), les communautés de macrophytes sont abordées selon l'impact de différents facteurs environnementaux dont le gradient de salinité. Ainsi dans ces milieux oligohalins, et selon le gradient de salinité et le régime hydrologique, on peut observer au sein des mares permanentes à forte conductivité la dominance de taxons tels que *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* et *Ruppia cirrhosa*, tandis que d'autres taxons comme *Zannichellia pedunculata*, *Ranunculus baudinii*, *Chara aspera* et *Callitriche truncata* sont typiques des mares temporaires à conductivité plus faible.

En Lorraine, la flore très particulière des mares et prés salés continentaux du Saulnois en fait un patrimoine naturel exceptionnel, puisque ces sites sont uniques en Europe (géré par le Conservatoire des sites Naturels). De nombreuses plantes halophiles trouvent sur ces terrains salés les conditions nécessaires à leur développement (comme *Salicornia sp.*, *Aster tripolium* ou *Althaea officinalis*).

Dans un travail de thèse récent, Paradis (2008) a abordé l'impact du sel de déneigement au Québec sur le développement de deux héliophytes dans les fossés : développement des peuplements de roseaux (*Phragmites australis*, qui est une espèce envahissante au Québec) au détriment de ceux de quenouilles (*Typha spp.*). En colonies, les roseaux sont plus compétitifs que les quenouilles que ce soit en présence ou en l'absence de sel. Cependant, que les individus soient isolés ou en colonies, les diminutions relatives des biomasses aérienne et souterraine des *Typha* sont plus importantes dans un contexte de salinisation des fossés.

Kipriyanova *et al.* (2007) ont examiné les relations entre salinité et diversité, abondance et biomasse des principales composantes biologiques du lac Chany (Ouest de la Sibérie, Russie), le long d'un gradient de salinité. 21 espèces de plantes vasculaires et 4 de macroalgues y ont été recensées. La diversité de la phytocénose de la végétation aquatique et littorale est égale à 16 syntaxons (types de communautés végétales). En passant de 0,8 à 6,4 g/l, il a été observé que la richesse spécifique des végétaux décroît de 16 à 2 espèces. La richesse spécifique des macrophytes tombe à 20 % de sa valeur maximale lorsque la salinité augmente, tandis que celle du phytoplancton diminue jusqu'à 50 %. Par contre le recouvrement algal est corrélé positivement avec les paramètres de salinité et de transparence, tandis que les plantes vasculaires ne sont corrélées positivement (n'augmentent) qu'avec les phosphates.

Un résultat intéressant est que le recouvrement total des macrophytes n'apparaît pas être influencé par la salinité de l'eau. Ceci s'explique par la présence d'espèces à large tolérance écologique comme l'algue filamenteuse *Cladophora fracta* et le macrophyte *Potamogeton pectinatus*. Les associations du *Phragmitetum communis* et du *Potametum pectinati* y sont largement répandus et dominant fréquemment. La présence de *Najas marina* et *Chara canescens* est observée pour des niveaux de salinité de 3 à 4 g/l, ce qui est notable. La présence de *Cladophora fracta* devient fréquente pour 5,6 g/l, et abondantes à 6,4 g l⁻¹.

Le cas de la rivière Werra en Allemagne, déjà évoquée ci-avant, est très particulier (Coring & Bäche, 2011). Les rejets de mines de potasse depuis le début du siècle dernier ont conduit à une dégradation des secteurs médian et aval de la rivière. Le maximum de salinisation a été atteint entre 1950 et 1960 avec des pics de plus de 30 g/l de chlorures (DVWK, 1998). Les concentrations en sels fluctuèrent en fonction de la production des mines et des débits de la rivière. Ces changements brutaux entre des eaux douces et salées ont mis à rude épreuve les organismes, processus qui a sélectionné un petit lot d'espèces résistantes à ces conditions très contraignantes. Dans les années 1990, la fermeture des usines et un plan de restauration de la rivière ont conduit à un déclin important des teneurs en sels. Un système de contrôles automatiques de rejets a été mis en place en 2000 pour réguler les rejets salins à la rivière permettant de maintenir à 2,5 g/l de chlorures à proximité de Gerstungen la concentration en sels. Cette section est la plus salée du continuum fluvial. A l'aval de ce point et jusqu'à la confluence avec la rivière Fulda, la salinité décroît jusqu'à un peu moins de 1,5 g/l.

Jusqu'en 2002, les macrophytes étaient quasi absents de la partie salinisée de la Werra mais par la suite une diffusion progressive de plusieurs espèces fut observée. En 2008, un grand nombre d'espèce était observé sur la majorité des sites étudiés et avec des taux de recouvrement importants. *Myriophyllum spicatum*, dont la tolérance à la salinité est qualifiée de moyenne, s'est par exemple propagée sur les

secteurs aval. Même si cette rivière reste très perturbée, la présence de ces macrophytes a considérablement modifié la structure trophique de l'écosystème.

Le genre d'algue filamenteuse *Enteromorpha* (*E. intestinalis*, *E. flexuosa*) est bien connu des milieux saumâtres et est répertorié depuis plus d'un siècle dans les vallées de la Seille et de la Meurthe en Lorraine (Pierre, 1970a). L'espèce *E. intestinalis* se rencontre également régulièrement dans les cours d'eau bien minéralisés comme la Moselle aval et des rivières alsaciennes.

b. Phytoplancton

Il existe finalement peu d'informations sur la tolérance des algues d'eau douce à la salinisation de leur milieu, mais la majorité des espèces semblent relativement intolérantes à ce phénomène (Hart *et al.*, 1991, Nielsen & Hillman, 2000). La majorité des algues ne supporte pas des niveaux de salinité qui excèdent 10 g/l. A concentrations égales en phosphore, la biomasse phytoplanctonique est inférieure dans des lacs salés par rapport à des lacs d'eau douce (Sereda *et al.*, 2011). En dépit de concentrations en phosphore qui dépassent souvent 50 µg.l⁻¹, des pH élevés combinés à de fortes concentrations en carbone organique dissous et de sels (en particulier Mg²⁺, Na⁺ et SO₄²⁻) peuvent se lier aux ions phosphates des lacs salés, et ainsi les rendre indisponibles pour le phytoplancton (Waiser & Robarts, 1995).

Des approches expérimentales tendent cependant à montrer que quelques espèces phytoplanctoniques explosent en densité lorsque la salinité augmente mais que la diversité de la communauté est alors réduite (Skinner *et al.*, 2001). Des algues unicellulaires comme *Dunaliella salina* sont capables de former des kystes dormants pour survivre à des salinité élevées.

c. Macroinvertébrés

Les macroinvertébrés constituent le groupe d'animaux le plus sensible à une salinisation des eaux. La faune de milieux lotiques est généralement considérée comme plus tolérante et plus résiliente à une augmentation de salinité que la faune de milieux lentiques (Williams *et al.*, 1991 ; Metzeling, 1993). Sereda *et al.* (2011) estime par exemple sur un lac nord-américain que 30 % du macrozoobentos du littoral a disparu entre 1930 et 2004 sous l'effet d'une augmentation de salinité de 1,17 à 3,5 g/l.

Sur la rivière Werra, la salinisation anthropique est due à des rejets de mines de potasse qui multiplient d'un facteur 10 au moins la salinité naturelle que devrait avoir la rivière (Braukmann & Böhme, 2011). La comparaison d'un secteur de référence sans contamination aux sels (conductivité d'environ 460 µS/cm) et d'un secteur pollué par les rejets salins (conductivité d'au moins 2400 µS/cm) a permis de clairement montrer l'influence de la salinisation sur les macroinvertébrés (Braukmann & Böhme, 2011), tout autre facteur physico-chimique étant écarté par les auteurs comme causant les changements fondamentaux observés. Le secteur pollué par le sel présente ainsi des communautés très pauvres (un différentiel de l'ordre de 13 taxons contre 74 sur le secteur non pollué), dominées par des espèces exotiques et en particulier par le crustacé *Gammarus tigrinus* et la gastéropode

Potamopyrgus antipodarum. Avant les années 2000 et la régulation des rejets de potasse, la diversité des sites perturbés était encore plus pauvre avec un maximum de 5 taxons présents par échantillon (Bäthe & Coring, 2011). La réduction et la régulation des rejets de sels ont été suivis peu d'années après par une recolonisation de certains secteurs anthropisés par des Trichoptères puis un Odonate et enfin des Ephéméroptères et des Coléoptères (Bäthe & Coring, 2011).

L'impact de la salinité varie très fortement en fonction des groupes faunistiques concernés, les larves d'insectes étant généralement les plus touchées (Hart *et al.*, 1990 ; Short *et al.*, 1991 ; Muñoz & Prat, 1994 ; Kefford, 1998a ; Bunn & Davies, 1992 ; Halse *et al.*, 1998). Au sein de ces larves, les différences de tolérance à la salinité doivent être appréhendées au niveau spécifique même si certains ordres comme les Diptères sont plutôt résistants et d'autres plutôt sensibles (les Plécoptères, les Ephéméroptères). Parmi les groupes n'appartenant pas aux insectes, Turbellariés et Achètes sont généralement sensibles, mollusques et crustacés seraient plutôt indifférents. Les oligochètes comprennent à la fois des espèces très sensibles et des espèces très tolérantes.

Les sensibilités relatives des grands groupes animaux correspondent à des tendances avec lesquelles certains auteurs sont en contradiction. Par exemple, pour la faune australienne Hart *et al.* (1991) affirment que les Ephéméroptères font parties des taxons les plus sensibles à la salinité. Cette tendance a par la suite été vérifiée par Kefford *et al.* (2003) pour le genre *Baetis* : la CL50 à 72h (concentration léthale en conditions contrôlées pour 50% de la population en 72h) est estimée aux environs de 4,3 g.L⁻¹ de sel. Pourtant, dans la même écorégion, Kay *et al.* (2001) observent des *Baetis* en grande quantité à des salinités supérieures à 13,3 g.L⁻¹. Cet exemple illustre bien la difficulté à classer les grands groupes taxonomiques par rapport à leurs tolérances respectives. Il est également à noter que les espèces herbivores peuvent être affectées par la salinité d'une manière indirecte lorsque par exemple les communautés d'algues épilithiques disparaissent (Hart *et al.*, 1990).

Piscart (2004) a testé la tolérance au sel de 60 espèces (27 taxons communs et 33 rares) en déterminant leurs CL50 72 h. Cette approche visait à étayer les tolérances relatives attribuées aux différentes espèces observées en Lorraine. La tolérance des espèces communes varie très fortement selon l'espèce considérée allant d'une salinité de 3,4 à 31,5 g.L⁻¹. Les tolérances moyennes des espèces communes et rares n'apparaissent pas différentes. Par contre, des grands groupes taxonomiques se distinguaient les uns des autres. Les mollusques et les non arthropodes sont significativement parmi les plus sensibles à la salinité avec une CL50 moyenne de 12,6 ± 4,3 mS.cm⁻¹ alors que les crustacés sont les plus halotolérants avec une CL50 moyenne de 26,7 ± 12,9 mS.cm⁻¹.

Une étude spécifique à la rivière Meurthe, affluent de la Moselle

La thèse de Christophe Piscart (2004) portait sur les communautés de macroinvertébrés de la Meurthe. Un suivi mensuel des communautés de 7 stations lors de 10 campagnes réalisées en 2002 a permis de répondre à trois questions relatives à l'impact de la salinité sur les communautés.

1. Comment les communautés évoluent-elle le long d'un gradient salin en termes de composition et de structure ?

Les résultats d'analyses mettaient en évidence une forte perturbation de la structure et de la composition des communautés à partir d'une salinité de $1,4 \text{ g.L}^{-1}$, valeur au-delà de laquelle la richesse taxonomique diminuait de 30 %, les autres descripteurs de structure faunistique étant relativement stables (Piscart *et al.* 2005b). Une typologie a permis d'établir huit groupes d'invertébrés différant par leur tolérance potentielle. Les espèces exotiques *Gammarus tigrinus*, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminalis* et *Corophium curvispinum*, sont clairement sur-représentées sur les sites avec une salinité élevée. **Ces premiers résultats suggéraient qu'une augmentation de salinité affecte radicalement les communautés benthiques en favorisant notamment la prolifération d'espèces exotiques.**

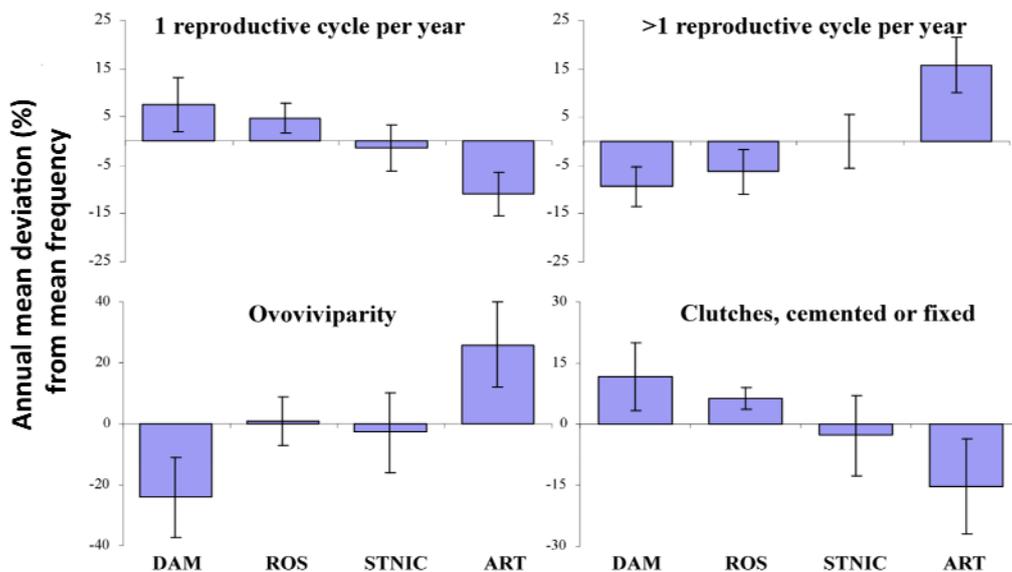


Figure 14. Modalités de traits bio/écologiques montrant un écart d'utilisation d'un trait par rapport à la moyenne entre stations (en proportion par site). Les écart-types représentent une variabilité temporelle (10 campagnes de prélèvement). (extrait de Piscart *et al.* 2006).

2. Comment les caractéristiques des espèces sont-elles sélectionnées par une augmentation de salinité?

Des variations le long du gradient salin pour au moins sept traits bio/écologiques ont pu être constatées sur les profils globaux des communautés (Piscart *et al.* 2006). D'un point de vue méthodologique, chaque taxon pris en compte a fait l'objet d'un codage de ses caractéristiques sur la base d'une synthèse bibliographique. La prise en compte de la communauté dans son ensemble a permis de montrer des tendances moyennes dans la sélection de la plupart des modalités de traits. L'ovoviviparité, par exemple, était beaucoup plus représentée sur la station avec la salinité la plus forte que sur les autres stations (Figure 14). Le développement interne des œufs de la femelle contribue très probablement à une meilleure protection des jeunes. Au contraire, ce type de reproduction, conduisant à des contraintes physiologiques et à une fécondité limitée, était moins représenté dans les sites les moins salés. Une modification des modes de nutrition le long du gradient salin a également été observée, avec une augmentation des mangeurs de dépôts aux dépens des racleurs et des perceurs. Ce patron est en accord avec un transfert d'énergie dans l'écosystème, de la colonne d'eau (i.e. matière organique en

suspension) vers le fond de la rivière (dépôts de matière organique) au fil du gradient salin.

3. Les effets d'interactions biotiques sont-ils décelables le long du gradient salin?

Les tolérances physiologiques à la salinité des différents taxons n'expliquaient pas tous les changements observés sur la rivière Meurthe, et des mécanismes secondaires liés aux relations interspécifiques semblent intervenir dans la structuration des populations et des communautés. Ainsi l'étude de la diversité d'organismes proches du point de vue de leurs niches écologiques tels que les trichoptères à filets permet de mettre en évidence des variations d'abondance des différents taxons et ce malgré des tolérances à la salinité très voisines (Piscart *et al.* 2005a). Le profil de diversité de ces espèces semblait conforme aux prédictions de l'hypothèse de perturbation intermédiaire, avec la diversité plus importante pour des niveaux de salinité intermédiaire. Ce patron de distribution résulterait de relations biotiques qui s'expriment dans un contexte physico-chimique plus ou moins contraignant.

→ Incidence de la salinisation sur les introductions d'espèces

Parmi les espèces exotiques implantées sur la Moselle, plusieurs ont une origine estuarienne qui leur confère une tolérance élevée à la salinité au point que certains auteurs ont suggéré que l'augmentation de la salinité avait grandement favorisé leur implantation. Si la validité de cette affirmation est extrêmement difficile à évaluer, il est aujourd'hui clair que les facteurs promoteurs des introductions réussies d'espèces exotiques sont multiples.

Pour vérifier si effectivement les espèces exotiques de macroinvertébrés sont halotolérantes, Piscart *et al.* (2011) ont comparé les niveaux de tolérance à un stress salin aigu (CL50 72 h) de différentes espèces. Contrairement à ce qui était attendu, au sein d'un même groupe taxonomique, les espèces natives et les espèces exotiques originaires du continent eurasien présentent les mêmes niveaux de tolérance au sel. Par contre, les espèces exotiques originaires d'autres régions que l'Eurasie sont plus tolérantes au sel que les espèces natives. La plupart ont été introduites via les eaux de ballasts de bateau, un vecteur qui pourrait constituer une forme de filtre qui ne laisserait passer en Europe que les espèces tolérantes. Les espèces extracontinentales (comme l'amphipode *Gammarus tigrinus*, ou le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum*) présentent ainsi des CL 50 du même niveau que les crustacés décapodes, le groupe taxonomique testé le plus halotolérant.

Sur la rivière Meurthe, Piscart *et al.* (2005b) observent la présence d'espèces exotiques (principalement *G. tigrinus* et *Corophium curvispinum*) dans le site le plus salé, ces espèces étant absentes des sites avec des salinités plus faibles. *G. tigrinus*, espèce classée comme estuarienne aux Etats Unis, a souvent été observée en Europe sur des sites avec des niveaux de salinité élevés (Pinkster *et al.*, 1977 ; Gruszka, 1999 ; Piscart *et al.*, 2007, 2010; Grigorovich *et al.*, 2008). Sur la Meurthe, il ne peut être exclu que cette espèce bénéficie aussi de l'effondrement des deux espèces de gammares rencontrées à l'amont (*G. pulex* et *G. roeseli*), probablement affaiblies à mesure que la salinité augmente. Le même patron de remplacement de *G. pulex* et *G. roeseli* par *G. tigrinus* est observé sur les secteurs pollués par le sel

de la rivière Werra, en Allemagne (Braukmann & Böhme, 2011). *Gammarus tigrinus* et *Potamopyrgus antipodarum* y atteignent 99,8% du nombre total d'invertébrés échantillonnés sur le secteur le plus pollué par les rejets des industries liées à la potasse (à Gerstungen) (Braukmann & Böhme, 2011). Ces auteurs illustrent par un exemple que la composition ionique est importante pour expliquer ces remplacements. Dans la rivière Salzbach (Allemagne), les niveaux de concentration en chlorures et sodium sont naturellement élevés, du même niveau que dans la Werra polluée, mais les teneurs en magnésium et potassium y sont très faibles. Dans ce contexte, *G. pulex* survit et n'est pas remplacé par une autre espèce plus halotolérante.

Sur la Meurthe, il est à noter que les bivalves exotiques *Dreissena polymorpha* et *Corbicula fluminea* présentent également les populations les plus denses sur les secteurs avec les concentrations en sel les plus fortes.

En comparant les profils d'espèces exotiques et autochtones de gammares, Devin & Beisel (2007) ont trouvé des niveaux de tolérance à la salinité différents (survie et reproduction) entre ces deux groupes. Cependant, une tolérance élevée à la salinité n'était pas un critère exclusif des espèces exotiques dans la mesure où il est possible d'observer des niveaux de tolérance élevés au sel même chez des espèces autochtones. L'amphipode *Gammarus duebeni* montre par exemple une euryhalinité élevée (0–48 ‰, Hynes, 1955) mais n'est pas connu pour être une espèce exotique quelque part. L'explication tient au fait que le profil type d'un envahisseur potentiel ne se limite pas à la tolérance au sel mais recouvre une combinaison de traits qui lui permettent de se disperser, s'établir et se naturaliser dans un écosystème récepteur. La tolérance au sel jouerait surtout le rôle de filtre permettant ou pas à l'espèce de voyager jusqu'en Europe par bateau, et affaiblirait sans doute la faune locale sensible.

La comparaison des crustacés *Corophium curvispinum* et *Dikerogammarus villosus*, présents sur la Meurthe et la Moselle, permet d'illustrer deux patrons d'invasion différents vis à vis du facteur environnemental salinité. Ces deux espèces correspondent à des transferts européens intra-continentaux et ces deux espèces ont une origine estuarienne. La faible tolérance de *C. curvispinum* en test aigue (10.8 g L⁻¹) contraste avec sa répartition connue sur les secteurs avals et les estuaires de grandes rivières du bassin ponto-caspien. En fait, plusieurs sous espèces ont été décrites, l'une d'elles étant plus particulièrement adaptée aux eaux douces (*C. curvispinum* var *devium* Wundsch), issue peut-être de populations adaptées à la Mer Baltique. Par conséquent une grande variabilité physiologique existe entre populations de *C. curvispinum*.

Une tolérance à la salinité beaucoup plus forte a été obtenue sur les populations mosellanes de *D. villosus* (19,5 g L⁻¹ - Piscart *et al.*, 2011), résultat en accord avec ceux de Bruijs *et al.* (2001) et Brooks *et al.* (2008) qui obtinrent que *D. villosus* est capable de réguler sa perméabilité à l'eau et ses entrées de sodium jusqu'à une concentration saline de 20 g.L⁻¹. Originaire également des secteurs avals de rivières du bassin pontocaspian, *D. villosus* aurait gardé sa capacité à se maintenir dans des milieux salés probablement du fait de l'absence goulot d'étranglement génétique pendant le processus de colonisation (Wattier *et al.*, 2007). Deux exotiques intracontinentaux avec la même origine (*C. curvispinum* et *D. villosus*) montrent finalement des différences fortes de tolérance à la salinité sur les milieux récepteurs du fait de patrons de colonisation différents.

d. Poissons

Il semblerait que la plupart des poissons d'eau douce supportent bien une augmentation importante de la salinité. Leur milieu intérieur étant plus concentré en sels que leur milieu ambiant (milieu interne hypertonique), ils dépensent continuellement de l'énergie pour maintenir cette différence de concentration. En eau douce, c'est 10 à 50 % de l'énergie totale dépensée par un individu qui est dédiée à l'osmorégulation (Boeuf & Payan, 2001).

Des expérimentations sur des espèces d'eau douce comme la carpe commune (*Cyprinus carpio*), la carpe amour (*Ctenopharyngodon idella*), et des esturgeons russes juvéniles (*Acipenser guldenstaedti*), ont montré qu'une salinité de 2 g/l augmente considérablement la croissance des individus par une augmentation du taux de conversion alimentaire (Konstantinov & Martynova, 1993). D'une manière plus générale, les poissons d'eau douce sont favorisés par une augmentation de salinité et beaucoup d'espèces auraient un optimum qui se situe aux alentours de 8 à 16 g/l (eaux saumâtres) (Boeuf & Payan, 2001). Hart *et al.* (1990) rapportent que les effets négatifs de la salinité ne seraient pas perceptibles pour des salinités inférieures à 10 g/l.

e. Autres organismes (bactéries, protozoaires, zooplancton)

Les bactéries jouent un rôle majeur dans les cycles du carbone et des nutriments. La compréhension des modifications de ces processus face à une augmentation de salinité vient de la comparaison entre écosystèmes d'eau douce, estuariens et marins. Le développement des méthodes moléculaires pour identifier la présence et la diversité des microbes a permis des progrès importants.

D'une manière générale, la production hétérotrophe de bactérie aérobies est prévisible pour beaucoup d'écosystèmes, sans différences constantes entre écosystèmes marins et d'eau douce (Cole *et al.*, 1988). Quand des différences sont observées, des facteurs tels que la température, les entrées en carbone et en nutriments sont plus influents sur les processus en cause que la salinité (Findlay *et al.*, 1991). Pour Hobbie (1988), bien que les espèces microbiennes marines et d'eau douce présentent des voies physiologiques différentes pour supporter de fortes concentrations en sel, l'écologie des espèces marine et d'eau douce est virtuellement identique. Cela sous-tend que lorsque la salinité augmente dans des eaux douces, il va simplement y avoir sélection de types physiologiques tolérants mais possédant les mêmes aptitudes métaboliques (Hart *et al.*, 1991).

La présence de bactéries d'un type donné ne signifie cependant pas forcément qu'une activité bactérienne existe. Par exemple, la nitrification intervient dans les processus de dégradation de la matière organique. Il a déjà été montré que la nitrification diminue lorsque la salinité augmente en dépit de la présence des bactéries nécessaires à ce processus (Zimmermann-Timm, 2007).

Les organismes « animaux » unicellulaires d'eau douce (i.e., protozoaires) semblent mieux supporter la salinisation que les animaux multicellulaires (i.e., animaux au sens strict) et la limite à partir de laquelle ils seraient affectés avoisine les 5 g/l de Cl⁻ soit 9 g/l de salinité (Zimmermann-Timm, 2007).

Les cyanobactéries d'eau douce semblent inhibées par des variations de salinité (Hart *et al.*, 1991) mais peuvent s'acclimater à une augmentation progressive de sels. Les espèces du genre *Anabaena* peuvent ainsi supporter des concentrations qui atteignent 7 g/l après plusieurs jours d'exposition (Hart *et al.*).

Au sein du zooplancton, les rotifères et les microcrustacés (en particulier les copépodes, cladocères et ostracodes) n'ont pas une origine marine et ne présentent généralement pas une grande tolérance à une salinisation de l'eau. Leur abondance et leur richesse diminue à mesure que la salinité augmente (Brock & Shiel, 1983 ; Campbell, 1994). Des observations en lacs montre une baisse du nombre de rotifères au-dessus d'une concentration en sel de 2 g/l (Brock & Shiel, 1983 ; Green & Mengestou, 1991). Une forte salinité (au moins 2 g/l) peut affecter l'émergence d'œufs de dormance (Skinner *et al.*, 2001) ou bloquer l'éclosion comme chez le rotifère *Brachionus plicatilis* (Pourriot & Snell, 1983).

6. Indication biologique de la salinité

Il existe peu de méthodes spécifiques de détermination des niveaux de salinité à partir de communautés biologiques. Les outils les plus aboutis pour apprécier la pollution saline, et en particulier l'impact des chlorures, sont basés sur l'analyse de bioindicateurs végétaux. Plus précisément, à notre connaissance, les communautés de diatomées sont les seules à avoir fourni des outils immédiatement applicables pour apprécier la salinisation des milieux aquatiques.

Il est possible de distinguer 3 approches permettant d'apprécier l'ordre de grandeur d'une pollution saline à partir des communautés de diatomées benthiques. Il s'agit soit d'un module de classement en fonction de la tolérance au sel au sein d'une classification plus complète sur notamment les aspects de saprobie et de trophie (Van Dam *et al.*, 1994 ; Dell'Uomo, 2004), soit de l'indice d'halobie développé par Ziemann *et al.* (1999). Les chlorures sont généralement considérés comme des traceurs de la salinité.

Dans ces trois méthodes, les diatomées sont classées selon leur affinité ou leur tolérance au sel et on distingue classiquement les espèces halophobes ou haloxènes, halophiles, mesohalobes, polyhalobes. Mais ces niveaux de tolérance sont parfois plus détaillés en allant jusqu'à 7 classes (oligohalobes, β et α -mesohalobes), dont les cinq premières concernent les diatomées que l'on peut rencontrer en eau douce *sensu stricto*. Une adaptation de la méthode des halobies a été proposée pour être appliquée au phytoplancton (Mischke *et al.*, 2005).

Ces méthodes pourraient bientôt être complétées par le développement d'un indice SPEAR, dont le principe général ne devrait pas être trop éloigné de l'indice SPEAR pesticides. Il serait appliqué aux communautés de macroinvertébrés.

6.1 Les classes de salinité de Van Dam *et al.* (1994) (diatomées benthiques)

Van Dam *et al.* (1994) ont proposé un système de classification des espèces de diatomées benthiques selon leur valeur bioindicatrice au regard des nutriments

(module trophique), de la matière organique (module saprobique), et de la salinité. 948 taxa, appartenant à 776 espèces au sein de 56 genres.

Le principe pour appliquer cette approche à une communauté donnée est simple. Les taxons de diatomées sont classés dans l'une des 4 classes citées ci-dessous selon leur affinité par rapport à la concentration en chlorures. Le pourcentage de diatomées dans chacune des 4 classes est calculé au sein de l'échantillon considéré. La classe la plus représentée caractérise la station.

Correspondance en classe des valeurs de la concentration en chlorures et de la salinité :

	Salinité des eaux Cl (mg.l⁻¹)	Salinité (‰)
Classe 1	Douces < 100	< 0,2
Classe 2	Douces à légèrement saumâtres < 500	< 0,9
Classe 3	Moyennement saumâtres 500 - 1000	0,9 - 1,8
Classe 4	Saumâtres 1000 - 5000	1,8 - 9

L'utilisation de ces classes de salinité est ainsi recommandée pour les pollutions industrielles en sortie de soudières (Record, 2009b).

Une étude sur la qualité de l'eau des rivières du bassin houiller lorrain évaluée au moyen des diatomées (Rimet *et al.*, 2007) utilise les classes pré-citées, tant pour apprécier le niveau saprobique et trophique que les classes de salinité, illustrées sur des cartes de qualité.

6.2 L'Indice d'eutrophisation/pollution (EPI-D) (diatomées benthiques)

L'indice EPI-D a été développé par Dell'Uomo (2004). Il prend en considération la sensibilité des diatomées benthiques envers la charge organique, le degré de minéralisation (**surtout les chlorures**) et la concentration en nutriments.

La sensibilité des espèces est traduite par un indice qui va de 0 à 4 et avec une fiabilité qui va de 5,1 à 1. Les taxons considérés sont au nombre de 350 et regroupés en 5 catégories.

$$\text{EPI-D} = \text{Somme } a \cdot r \cdot i / \text{somme } a \cdot r$$

Avec : a = abondance de chaque espèce ; r = confiance de chaque espèce; i = indice intégré pondéré de sensibilité de chaque espèce

Le résultat obtenu est une valeur comprise entre 0 et 4 (le zéro indique de l'eau de bonne qualité) et le calcul s'effectue au deuxième chiffre décimal. Les notes peuvent être traduites sur une échelle 1-20 (20 pour des eaux de très bonne qualité), dans le but de comparer l'EPI-D avec d'autres indices diatomiques européens (Torrise & Dell'Uomo, 2006 ; Torrisi *et al.*, 2008). Sur cette échelle 1-20 l'interprétation proposée par les auteurs est celle du tableau ci-dessous.

Valeurs EPI-D	Classe	Qualité	Couleur
20 > EPI-D > 15	I	excellent	bleu
15 > EPI-D > 12	II	bon	vert
12 > EPI-D > 9	III	médiocre	jaune
9 > EPI-D > 6	IV	mauvais	orange
6 > EPI-D > 1	V	très mauvais	rouge

Il est à noter que les classes de ce tableau peuvent être subdivisées pour y adjoindre 4 classes intermédiaires.

Cet indice a été appliqué sur plusieurs cours d'eau italiens, et permet notamment d'apprécier l'impact d'une forte salinité dans un contexte de minéralisation élevée, liés en partie à des taux de chlorures (Torrise *et al.*, 2008, 2010). Ainsi dans un suivi de la rivière Tenna, l'affluent Salino se démarque par ses niveaux élevés de conductivité (1500- 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), et la présence de certaines diatomées clairement halophiles ou mesohalobes comme *Entomoneis paludosa*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia dubia*, *Nitzschia sigma* and *Surirella ovalis*, qui est à relier à leur forte sensibilité aux ions chlorures qui sont ici présents en concentrations élevées (600-780 mg Cl/l).

6.3 L'indice d'halobie ou *Halobienindex* (Ziemann *et al.*, 1999, 2001) (diatomées benthiques)

L'indice d'halobie mesure les effets biologiques du sel sur les diatomées benthiques et reflète les effets de la pression osmotique et de la composition ionique.

Comme le précise Busse *et al.* (1999), Ziemann *et al.* (1999) ont adapté le système de Kolbe (1927) aux besoins de programmes de suivi de cours d'eau en routine en introduisant l'indice des halobies (*Halobion Index*). Les calibrations de cet indice sont basées sur les données de la région minière du Nord de la Thuringie (mines de potasse). Selon les caractéristiques de cette zone, Ziemann *et al.* (1999) considèrent les concentrations absolues de Cl^- aussi bien que les fluctuations de salinité et la composition ionique relative (en particulier le rapport ions alcalins / calcium).

Principe de calcul

Chaque espèce indicatrice est associée à une liste par classe (5 classes) selon sa tolérance: haloxénique (ou halophobe)(hx), oligohalobes indifférents (oh), oligohalobes halophiles (hp), mésohalobes (mh) et polyhalobes (ph).

Le principe de la méthode proposée repose sur la prise en compte de l'ensemble des diatomées d'une communauté et de leur abondance relative dans un échantillon, selon la formule suivante :

$$H = [(\Sigma h_H - \Sigma h_x) / \Sigma h] * 100$$

avec H = l'indice de Ziemann,

Σh_H = somme des abondances relatives (de 1 à 9 en 6 classes) des espèces indicatrices (polyhalobes, mesohalobes, halophiles),

Σh_x = somme des abondances des espèces haloxéniques,

et Σh = abondance totale de toutes les espèces trouvées.

L'abondance de chaque taxon est appréciée selon 6 classes codées de 1 à 9. Il existe donc une relation entre la fréquence estimée (h) d'une espèce et son abondance relative estimée (%) selon Ziemann (1982) :

h selon Ziemann (1982)	Abondance relative (%)
1 Vraiment rare	< 1
2 Rare	≥ 1 < 5
3 Moyen	≥ 5 < 20
5 Abondant	≥ 20 < 50
7 Vraiment abondant	≥ 50 < 100
9 Nombreux	100

Des adaptations du calcul de l'indice existent lorsque qu'un dénombrement précis est disponible (Jahn, 1990).

Résultat et Interprétation

L'indice varie de -100 (eau douce) à +100 (il est supérieur à 50 pour des pollutions salines très fortes).

Quelle que soit la méthode de calcul, l'interprétation aboutit à une classification des eaux, basée sur les indices halobion (Ziemann *et al.*, 1999) :

Eaux douces

H < -30	Infrahalobique
H ≥ -30 < -10	Gamma-oligohalobique
H ≥ -10 < + 15	Beta-oligohalobique
H ≥ + 15 < +30	Alpha-oligohalobique

Eaux salées

H ≥ +30 < + 50	Beta-mesohalobique
H ≥ + 50 < +75	Alpha-mesohalobique
H ≥ + 75	polyhalobique

Trois exemples d'application

L'indice des halobies de Ziemann *et al.* (1999) a été mis en œuvre pour de multiples applications, principalement en Allemagne, et moyennant parfois des adaptations au niveau de l'échantillonnage des diatomées ou du calcul de l'indice.

Exemple 1 : Suivi des effets de la salinisation et de la désalinisation d'origine anthropique

Le calcul de l'indice des halobies a notamment été appliqué dans le contexte industriel allemand de salinisation de certains cours d'eau et de l'appréciation de la réduction des rejets quelques décennies plus tard (Busse *et al.*, 1999 ; Ziemann *et al.*, 2001).

Ainsi les effets du dessalement sur les communautés diatomées benthiques ont été étudiés dans deux cours d'eau adjacents du nord de la Thuringe, le ruisseau Urbach et la rivière Helbe (Busse *et al.*, 1999). Des effluents saturés en sel ont été rejetés dans l'Urbach jusqu'en 1996, entraînant des concentrations de chlorure fluctuantes avec des valeurs maximales allant jusqu'à 25,4 g/l. (Helbe: max 3,7 g/l.). Dès l'arrêt de l'introduction d'effluents chargés de sel début 1996, les abondances relatives des diatomées d'eau saumâtre ont fortement diminué rapidement. Les notes d'indice des halobies, ont diminué jusqu'en mai 1996, puis se sont stabilisées. En été 1996, plusieurs diatomées ont eu un développement important, montrant que les effets de la salinisation avait précédemment annulé ceux d'autres variables de l'environnement.

De même quelques années plus tard, Ziemann *et al.* (2001) a réalisé un suivi de l'évaluation écologique des changements dans la rivière Wipper, sur la base de cet indice, suite à l'arrêt de l'industrie de la potasse dans les années 1990. Pour la section fortement salinisée de la rivière Wipper, le contexte est passée de α mesohalobe à polyhalobe en 1963/64, et à α -oligohalobe à β -mesohalobe de 1986 à 1998. Toutefois, les auteurs précisent que les conditions α -oligohalobes ne sont pas encore constantes. En ce qui concerne la transition des conditions α -oligohalobes (limnétique) à β -mesohalobes (eau saumâtre), ils notent une concentration maximale de chlorure de 600 mg/l. Pour garantir des conditions α -oligohalobes, ils indiquent qu'une concentration maximale de chlorure de 400 mg/l ne doit pas être dépassée.

Exemple 2 : Suivi de la qualité biologique du Rhin

Un exemple récent d'appréciation de l'impact de la qualité biologique globale d'un cours d'eau vient d'être réalisé par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR) en 2009 qui a réalisé une synthèse des données acquises sur le Rhin de 2006 à 2008 (CIPR, 2009). Un volet concerne la structure des communautés (espèces présentes et rapports de dominance) de diatomées benthiques et les modifications qu'elles subissent sur le profil du Rhin. Pour identifier les différents niveaux de pression saline l'indice des halobies (Ziemann *et al.*, 1999) est appliqué. La conclusion principale de ce rapport est que **la pression saline est négligeable du haut Rhin au Rhin moyen ; elle est en revanche faible mais continue dans le Rhin inférieur.**

Les valeurs d'indice montrent que le haut Rhin, le Rhin supérieur et le Rhin moyen affichent des indices de salinité variant entre 0 et 10 et sont donc des tronçons typiques d'eau douce (β -oligohalobe), avec juste quelques teneurs de sel surélevées n'apparaissant que localement. La situation est différente sur le Rhin inférieur, où les indices varient presque toujours entre 10 et 20, ce qui correspond à une pollution saline certes faible, mais continue (α -oligohalobe). Les peuplements diatomiques halophiles les plus denses et les plus fréquents sont *Navicula recens*, *Nitzschia frustulum* et *N. inconspicua*, accompagnés localement d'un certain nombre d'autres indicateurs de la salinité (*Bacillaria paradoxa*, *Nitzschia constricta*, *N. filiformis*).

Remarque importante concernant l'échantillonnage des diatomées

La mise en œuvre de cet indice était basée, à l'origine de la méthode, sur la prise en compte des peuplements benthiques de diatomées (épilithiques, épiphytiques et épipsammique). Ziemann *et al.* (2001) ont proposé un échantillonnage mixte de 5 substrats, dont un échantillon au filet et les autres sur substrats divers. Par la suite, l'application de cet indice a été étendue aux diatomées phytoplanctoniques (voir plus loin notamment dans Mischke *et al.*, 2005).

Exemple 3 : Application dans le cadre de la méthode PHYLIB (Schaumburg *et al.*, 2005)

Actuellement, l'indice des halobies est utilisé dans l'évaluation de la qualité des cours d'eau en Allemagne. Il s'agit là d'une application qui entre dans le cadre de la directive-cadre européenne sur l'eau qui impose d'évaluer la qualité des cours d'eau en utilisant des bioindicateurs (diatomées, macrophytes, macroinvertébrés, poissons).

Cette évaluation doit se faire en mesurant l'écart à une référence établie par type de cours d'eau.

Dans ce contexte, l'organisation en charge du développement de cette méthode est la « *Bavarian Water Management Agency* », engagée par le Groupe de travail sur la problématique de l'eau (LAWA).

Dans ces programmes, l'indice Halobien est une métrique « *core* » du module Diatomées benthiques. En effet, lors de l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques, lorsque la salinité est très élevée, elle se superpose avec les dégradations saprobique et/ou trophique qui sont alors plus reconnaissables en tant que tels.

Par rapport à la trophie, le paramètre salinité peut être considéré comme déclassant. Si la note excède 15, le statut écologique est dégradé d'une classe.

Le module d'évaluation de l'*Halobienindex* (Ziemann *et al.*, 1999) a été révisé : la liste des indicateurs de Ziemann *et al.* (1999) a été mise à jour sur des aspects taxonomiques et élargie de 167 à 312 taxons. Des regroupements ont été faits pour ne différencier que 3 groupes de diatomées :

HG = Halobiengruppe: hx = haloxene Taxa, hmp = halophile, mesohalobe und polyhalobe Taxa

Les valeurs d'indice halobien autour de 0 indiquent des eaux typiquement douces. Les valeurs comprises entre +10 et +30 indiquent une plus forte teneur en sel. Au-delà de +30, on est dans la gamme de salinité modérée, et à +50 dans une zone de salinisation forte.

Aspects pratiques dans l'utilisation de l'indice

L'indice des halobies n'est pas applicable pour les cours d'eau sous influence d'une salinité naturelle, de même que pour les cours influencés par une source saumâtre.

Des données d'Europe centrale montrent que l'indice des halobies peut dépendre de la saison d'échantillonnage (Ziemann *et al.*, 2001) qui conditionne à la fois l'hydrologie et la nature des assemblages présents. Au printemps, les proportions des différentes classes de tolérance peuvent changer rapidement au point qu'il est recommandé de privilégier un échantillonnage en automne. Celui-ci fournit habituellement des assemblages plus stables. Des différences de résultats ont également été rapportées en fonction du support prélevé (cailloux, galets, macrophytes). La comparaison d'indices des halobies devrait par conséquent être limitée à des saisons, des conditions hydrologiques et même des substrats identiques (Ziemann & Schulz, 2011).

Les effets de la salinité sur les diatomées, et par ricochet sur l'indice Halobie, dépendent des ions qui la compose et du contexte physico-chimique. Dans des eaux fortement salées par exemple, les effets toxiques apparaissent plus rapidement lorsque les teneurs en potassium sont importantes (Ziemann & Schulz, 2011). Il est par ailleurs établi que la toxicité d'autres composés polluants peut masquer les effets de la salinité sur les diatomées, ce qui interdit alors l'utilisation de l'indice Halobie en tant que révélateur d'une perturbation saline (Ziemann & Schulz, 2011).

6.4 Adaptation de la méthode des halobies pour le phytoplancton (Mischke *et al.*, 2005)

Mischke et collaborateurs ont développé un système de notation à mettre en œuvre dans le cadre de la directive-cadre européenne sur l'eau pour les rivières à l'aide du phytoplancton. Différents aspects de la qualité des eaux sont appréciés, dont le niveau trophique. Or une salinisation anthropique des cours d'eau peut entraîner des perturbations de l'évaluation trophique par le phytoplancton, par évincement des espèces halophobes.

Les auteurs ont défini un nouvel indice phytoplanctonique des halobies basé sur la distribution de taxa sélectionnées de phytoplancton et de leurs tolérance à un stress salin. Cet indice peut conduire à un déclassement de la moyenne des résultats des caractéristiques trophiques.

Pour développer ce nouvel indice, des taxons indicateurs du phytoplancton sont utilisés selon leur distribution préférentielle le long le d'un gradient de salinisation par les chlorures. Le cortège d'espèces prises en compte comprend les diatomées mais également d'autres groupes d'algues.

Le calcul de la valeur halobique se fait en multipliant le pourcentage de biovolume à la moyenne saison de chaque taxon indicateur (dominance de valeur) avec la valeur de l'indice Halobien (HIW) et le facteur de pondération (GF).

Valeur halobique (TH) = (valeur Dominance +1)*HIW*GF

Ensuite, il s'agit de calculer la somme de toutes les valeurs halophiles des taxons indicateurs, on soustrait la somme de tous les taxons halophobes, et on divise par la somme de toutes les espèces mesohalobes.

Cela se traduit par l'indice de phytoplancton Halobique (HI) selon la formule :

$$HI = \frac{(\sum TH \text{ taxons halophiles}) - (\sum TH \text{ taxons halophobes})}{(\sum TH \text{ taxons mesohalobes})}$$

La valeur de l'indice phytoplanctonique des halobies correspond à des classes :

<3 eaux non ou faiblement saline	au moins 2 classes de dégradation
3 -15 eaux légèrement à peu salées	3 classes de dégradation
> 15 bis eaux très salées	au moins quatre classes de dégradation

5 classes de salinisation ont été définies pour la présente analyse en se fondant uniquement sur les concentrations en chlorures (moyennes saisonnières), bien que d'autres ions puissent contribuer à la salinisation de la rivière (Ziemann *et al.*, 1999). Des valeurs extrêmes inférieures à 50 mg /l ou supérieures à 500 mg/l correspondent à des qualités allant du très bon état au mauvais état.

Si l'indice est supérieur à la moyenne des paramètres trophiques et supérieur à 2, cela conduit à la dégradation de l'indice d'évaluation globale. Si l'indice est inférieur à (meilleur que) la moyenne des paramètres trophiques, il ne conduit à aucune amélioration de l'indice global d'évaluation.

Restrictions d'application

L'indice ne doit pas être utilisé dans les eaux saumâtres ni dans les types de rivières influencés par la marée. Pour ces types de cours d'eau (types 22 et 23) les tests dans le cadre du test pratique de 2005 de l'indice planctonique Halobien, doivent être prolongés sur les taxons indicateurs de salinité et sur un indice spécifique de ces types de milieu. D'autre part le nombre de taxons indicateurs doit atteindre au moins 5 pour le calcul.

Utilisation de l'indice

Cet indice peut être notamment utilisé pour apprécier l'amélioration de la baisse de salinité de certains cours d'eau.

Un exemple d'application est disponible suite au suivi biologique des eaux des marais de Basse-Saxe conformément à la DCE (Pilotprojekt Marschgewässer Niedersachsen: Teilprojekt Phytoplankton / Phytobenthos, 2006). Le but de cette étude était la compilation des données existantes et le développement d'un processus d'évaluation des composantes du phytoplancton et des algues dans les eaux des marais de Basse-Saxe. Pour cela, le cadre du module de Phylib (Schaumburg *et al.*, 2005) a été retenu. Pour l'appréciation du niveau de salinisation, l'indice d'halobie a été appliqué pour le phytobenthos et celui de Mischke *et al.* (2005) pour le phytoplancton.

6.5 Approche basée sur les assemblages de ciliés (Nolting & Rustige, 1999)

Albrecht (1983) a décrit des assemblages de protozoaires ciliés en fonction de niveaux de salinité différents. C'est sur cette base que Nolting & Rustige (1999) ont par la suite proposé une méthode de bioindication pour évaluer les conséquences de rejets salés de mines de potasse. Les assemblages de ciliés benthiques sont échantillonnés sur des substrats naturels tels que des cailloux, du bois ou des macrophytes, mais des substrats artificiels posés pendant 2 à 4 semaines peuvent également être utilisés. L'examen au microscope des espèces présentes permet d'évaluer le niveau de chlorures à partir des niveaux de sensibilité connue des espèces présentes (Rustige *et al.*, 1997).

A ce jour, peu d'études ont été réalisées malgré l'intérêt écologique de groupe (Ziemann & Schulz, 2011). La détermination systématique est probablement un verrou technique dans l'application de cette méthode qui présente également le désavantage de ne pas résumer sous une forme indiciaire les résultats obtenus.

6.6 Une méthode en développement : le SPEAR salinité

L'indice SPEAR (*SPE*Cies *At Risk*) a initialement été imaginé pour évaluer l'impact de pesticides utilisés en agriculture sur les écosystèmes d'eau douce. Une démarche à l'échelle des communautés s'est rapidement imposée du fait de la variété des molécules en cause, de leurs concentrations dans le milieu naturelle très variables, et des interactions de ces polluants avec d'autres facteurs du milieu. L'indice SPEAR-pesticides établit un lien potentiel entre le niveau de contamination et la modification de caractéristiques des communautés d'invertébrés. Testé avec succès

en France, Allemagne et Finlande, il s'est montré relativement indépendant des conditions abiotiques de prélèvement autres que les teneurs en pesticides.

La démarche est basée sur l'utilisation d'une base de données à l'espèce qui regroupe la sensibilité à des contaminations par des polluants organiques et des traits biologiques relatifs au cycle de vie (von der Ohe and Liess 2004).

Un indice « *SPEAR salinity* » est aujourd'hui imaginé pour révéler une salinisation de l'eau. Les traits impliqués dans ce principe sont ceux d'une sensibilité physiologique. Cet indice est actuellement en développement en Australie et il concerne exclusivement les macroinvertébrés.

6.7 Les indicateurs biocénotiques

Les indicateurs biocénotiques décrivent la composition ou la structure d'une communauté. Les plus simples sont le nombre d'espèces (= la richesse), le nombre d'individus (= l'abondance) ou encore la diversité. Quel que soit le compartiment que l'on considère, il est difficile de définir un seuil au delà duquel l'impact de la salinité est décelable. Cependant, malgré le manque de consensus sur cette question, il ressort souvent qu'une salinisation engendre une diminution de la richesse (Figure 15) en ne permettant pas la survie des espèces strictement d'eau douce.

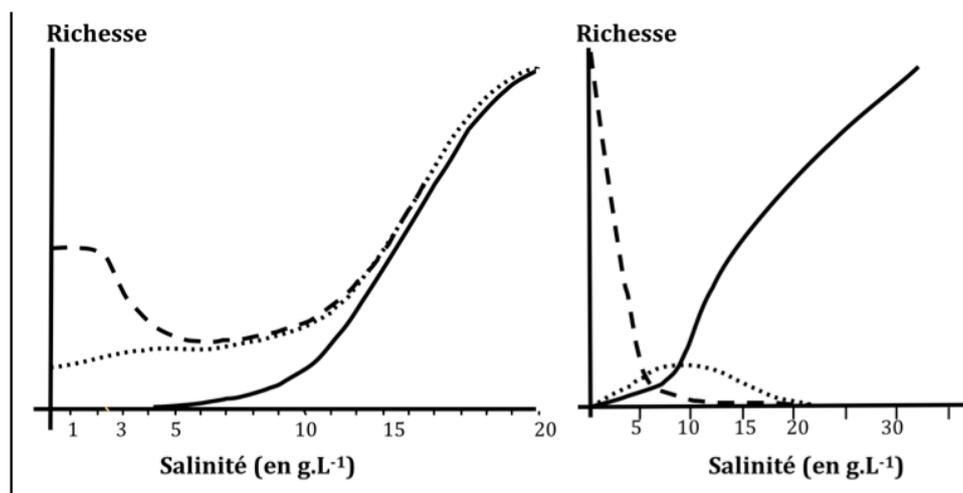


Figure 15. Nombre relatif d'espèces d'eaux douce (- -), d'eaux saumâtre (...) et marines (—) en fonction de la salinité d'après (a) Mordukai-Boltovskoï (1964) et (b) Remane (1934).

Sur le compartiment des macroinvertébrés, les valeurs de salinité à partir desquelles une baisse significative de la richesse (>30%) est observée, sont très variables (Tableau IV).

Tableau IV : Valeurs de salinité à partir desquelles une baisse de richesse supérieure à 30 % est observée.

Salinité (g/l)	Références
0,3 à 0,5	Bunn & Davies, 1992 ; Gallardo-Mayenco, 1994 ; Halse <i>et al.</i> , 1998
1	Hart <i>et al.</i> , 1990 ; 1991 ; Metzeling, 1993 ; Rundle <i>et al.</i> , 1998
1.5	Muñoz & Prat, 1994

3	Alcocer et al., 1998
5 à 6	Short et al., 1991

L'impact de la salinité du point de vue du fonctionnement des communautés et des biocénoses a peu été étudié. Certains auteurs ont réussi à mettre en évidence l'impact de la salinité sur les différents groupes trophiques que constituent les macroinvertébrés. Une étude réalisée aux Etats-Unis sur des sites présentant une salinité allant de 0,12 à 31 g.L⁻¹ montre que les stations au-delà de 2 g.L⁻¹ présentent une augmentation des prédateurs et une forte baisse des racleurs (disparition des éphéméroptères) alors que le périphyton et les particules organiques grossières ne semblent pas altérés (Short et al., 1991). Une autre étude réalisée en Espagne corrobore ces observations en mettant en évidence une très forte augmentation des prédateurs dont la fréquence est multipliée par 2, et des déchiqueteurs (shredders) qui sont multipliés par 7 pour une valeur de salinité de 1.5 g.L⁻¹ (Muñoz & Prat, 1994). De plus les auteurs notent l'apparition de filtreurs et une légère augmentation des collecteurs. Parallèlement, ils observent une disparition presque totale des mangeurs de sédiments fins et des broyeurs majoritaires sur des salinités plus faibles. Les modifications des édifices trophiques modifient ainsi le rôle des macroinvertébrés sur le cycle de la matière mais également les transferts d'énergie du benthos vers le pelagos.

6.8 Les indicateurs populationnels

Il n'existe pas de méthode clairement établie pour déceler un stress salin à partir d'une analyse populationnelle. Pourtant l'impact de la salinité devrait pouvoir être mis en évidence par l'étude des cycles et des traits d'histoire de vie des espèces. Certaines espèces ne se reproduisent ou ne se développent qu'à partir d'un seuil de salinité donné (respectivement 1,2 et 3 g.L⁻¹ pour *Corbicula japonica* par exemple - Baba et al., 1999) ou en deçà d'une valeur limite. Ainsi, la reproduction de *Dreissena polymorpha* présent dans la Moselle décroît fortement à partir de 1,7 g.L⁻¹ mais devient si la salinité excède 7 g.L⁻¹ du fait de la réduction de la mobilité du sperme et de la pression osmotique qui induit une rupture de la membrane des oocytes (Fong et al., 1995). Chez le crustacé ostracode *Darwinula stevensoni* comme chez le copépode *Boeckella hamata* une réduction significative de la fécondité est observée à partir respectivement de 1,35 g.L⁻¹ (Gandolfi et al., 2001) et 1 g.L⁻¹ (Hall & Burns, 2001). Des expériences sur une éphéméroptère, *Heptagenia limbata*, ont montré que le taux de croissance de l'espèce diminuait en fonction de la salinité de 0 à 4 g.L⁻¹ (Chadwick & Feminella, 2001), l'espèce ne pouvant pas survivre pour des teneurs en sel supérieures. Au contraire, chez l'amphipode *Gammarus tigrinus*, le taux de croissance est maximal pour des salinités supérieures à 3,8 g.L⁻¹ (Savage, 1982).

Une difficulté à utiliser ces indicateurs tient au fait que des variations de tolérance peuvent être observés entre populations ou entre des stades de développement d'une même espèce. Ainsi chez les Trichoptères du genre *Anisocentropus*, les larves ont des CL50 à 72h d'environ 15,6 g.L⁻¹ (Kefford et al., 2003) alors que les embryons ne survivent pas à des salinités supérieures à 4.3 g.L⁻¹ (Kefford et al., 2004).

7. Conclusions

La salinisation de la Moselle est très singulière par plusieurs points :

- une augmentation de la salinité globale qui n'est pas uniquement due aux ions chlorures,
- des valeurs qui dépendent assez peu du débit en terme de variabilité saisonnière compte tenu des sources anthropiques de sels. Les effets temporels (mois et années) sur la salinité globale sont peu marqués sur les stations françaises que nous avons analysées, plus marquées sur les stations allemandes. En d'autres termes, l'effet temporel est d'autant plus marqué que l'on observe une station de la partie aval du bassin versant.

La Meurthe aval est l'exutoire de rejets salins (et plus particulièrement du chlorure de calcium, CaCl_2) des industries lorraines liées au sel (soudières). La Moselle passe ainsi d'une conductivité moyenne de 383 $\mu\text{S/cm}$ (17,2 mg/l de chlorures) à 1578 $\mu\text{S/cm}$ (389,3 mg/l de chlorures) après la confluence avec la Meurthe (3230 $\mu\text{S/cm}$ et 951,8 mg/l de chlorures). Plus loin sur le cours de la Moselle, les eaux issues du bassin ferrifère lorrain apportent des quantités non négligeables de sulfates (119,4 mg/l à Palzem contre 77,3 mg/l à Hauconcourt – moyennes mensuelles de 2008). La salinité de la Sarre, principalement due aux sulfates, est relativement moins élevée que celle de la Moselle ce qui permet, par un effet de dilution, de retrouver à Coblenz une salinité globale plus faible, même si la concentration moyenne mensuelle en chlorures y est encore de 177 mg/l en 2008 et celle en sulfates de 82 mg/l. Une conséquence importante est que l'augmentation globale de la salinité n'est pas uniquement due aux ions chlorures même s'ils participent pour beaucoup, avec le calcium et les ions bicarbonates, à la salinité de l'eau.

En Allemagne, des règles de limitation de rejets d'industries liées à la potasse dans la rivière Werra sont basées sur des valeurs limites pour les chlorures ou la salinité globale, mais sur un plan écologique des auteurs soulignent qu'il semble indispensable de fixer des limites pour les concentrations en potassium et en magnésium (Braukmann & Böhme, 2011). Ces ions ont une toxicité importante pour la faune qui dépasse leur participation à la salinité globale. Pour préserver la vie aquatique, une limitation des rejets de chlorures est nécessaire mais ne peut être suffisante, la nature du volant ionique doit être prise en compte.

Les indicateurs d'une augmentation de la salinité existent potentiellement mais ils relèvent d'une expertise au cas par cas des données recueillies sur la rivière dans la mesure où des méthodes standardisées n'existent pas ou sont difficilement applicables. Les méthodes les plus abouties sont basées sur une analyse des communautés de diatomées.

De cette synthèse, il ressort que des niveaux de salinité globale entre 1 et 2 g/l, selon les auteurs, pourraient constituer des seuils à partir desquels les biocénoses sont affectées. Si la limite de 1 g/l est souvent évoquée, il ne faut pas perdre de vue que notre compréhension de ces phénomènes est issue d'études réalisées sur les secteurs avals de rivières où les apports de sels sont déjà présents et souvent anciens. D'autres écosystèmes pourraient ainsi se révéler plus sensibles et réagir à des concentrations inférieures à cette limite. En d'autres termes encore, les niveaux de salinité inférieurs à 1 g/l ne correspondent pas forcément à des écosystèmes en bonne santé.

Des groupes biologiques sont plus tolérants que d'autres selon qu'ils sont issus d'ancêtres marins ou qu'ils descendent d'une lignée sélectionnée au fil des générations. Les compartiments biologiques les plus tolérants à une salinisation des eaux douces seraient les poissons adultes, suivi des macroinvertébrés. Les algues d'eau douce, les plantes aquatiques et les microinvertébrés seraient moins tolérants. Une augmentation des niveaux de sel engendre en général une réduction de leur richesse et de leur abondance. Les représentants des eaux douces de ces groupes supportent rarement des concentrations supérieures à 3 g/l, ce qui est la limite communément admise entre les eaux douces et les eaux saumâtres.

Il paraît intéressant de donner suite à ce travail en privilégiant deux pistes. La première serait d'analyser de manière annuelle, à partir des relevés de physico-chimie, l'évolution temporelle de la salinité le long de la Moselle. Cela permettrait de mieux comprendre les facteurs qui influencent la variabilité de ce paramètre. La seconde viserait plutôt à mesurer l'impact de la salinité sur les biocénoses, en exploitant spécifiquement les données de surveillance portant les communautés de diatomées. Ces organismes pourraient jouer le rôle de sentinelle pour révéler les effets de changements de minéralisation de l'eau. Le volant ionique de la Moselle étant relativement singulier, une étude des effets des différents ions en terme de toxicité permettrait également de mieux comprendre comment les biocénoses sont influencées en fonction de la nature de la source anthropique de sels. Les invertébrés représentent le compartiment le plus adéquat pour cette approche.

8. Bibliographie

- Agence de l'Eau Rhin - Meuse, 2005. Directive cadre sur l'eau. La synthèse de l'état des lieux des districts hydrographiques Rhin et Meuse. Document en ligne : http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/etat/district-rhin/page_03_02_07_04_a.php
- Alcocer J., Escobar E., Lugo A., Peralta L., 1998. Littoral benthos of the saline crater lakes of the basin of Oriental, Mexico. *International Journal of Salt Lake Research* 7: 87-108.
- Allakhverdiev S.I., Nishiyama Y., Miyairi S., Yamamoto H., Inagaki N., Kanesaki Y., Murata N., 2002. Salt stress inhibits the repair of photodamaged photosystem II by suppressing the transcription and translation of psbA genes in *Synechocystis*. *Plant Physiol.* 130: 1443-1453.
- Arts I., Sary M., 2000. Cartographie des débits d'étiage: application au bassin de la Meurthe. *Revue Géographique de l'Est* 40, 35-46.
- Azam F., Hemmingsen B.B., Volcani B.E., 1974. Role of silicon in diatom metabolism. V. Silicic acid transport and metabolism in the heterotrophic diatom *Nitzschia alba*. *Arch. Microbiol.* 97: 103-114.
- Baba K., Tada M., Kawajiri T., Kuwahara Y., 1999. Effects of temperature and salinity on spawning of the brackish water bivalve *Corbicula japonica* in Lake Abashiri, Hokkaido, Japan. *Marine Ecology - Progress Series* 180: 213-221.

- Bäthe J., Coring E., 2011. Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. *Limnologica* (sous presse).
- Bayly I.A.E., 1969. The occurrence of calanoid copepods in athlassic saline waters in relation to salinity and ionic proportions. *Int. Ver. Theoret. und Angewandte Limnol.* 17 : 449-455.
- Bisson M.A., Kirst G.O., 1995. Osmotic acclimation and turgor pressure regulation in algae. *Naturwissenschaften* 82: 461-471.
- Blinn D.W., 1991. Diatom community structure along physico-chemical gradients in saline lakes. *Ecology* 74: 1246-1263.
- Bloom A.M., Moser K.A., Porinchu D.F., MacDonald G.M., 2003. Diatom-inference models for surface-water temperature and salinity developed from a 57-lake calibration set from the Sierra Nevada, California, USA. *J. Paleolimnol.* 29: 235-255.
- Boeuf G., Payan P., 2001. How should salinity influence fish growth? *J. Comp. Physiol. C* 130 : 411-423.
- Bohnert H.J., Ayoubi P., et al. 2004. A genomics approach towards salt stress tolerance. *Plant Pysiol. Biochem.* 39: 295-311.
- Bonis A., Grillas P., Van Wijck C., Lepart C., 1993. The effects of salinity on the reproduction of coastal submerged macrophytes in experimental communities. *J. Veg. Sci.* 4: 461-468.
- Braukmann U., Böhme D., 2011. Salt pollution of the middle and lower sections of the river Werra (Germany) and its impact on benthic macroinvertebrates. *Limnologica* (sous presse).
- Brock M.A., 1985. The ecology of halophytes in the south-east of South Australia. *Hydrobiologia* 81 : 23-32.
- Brock M.A., Shiel R.J., 1983. The composition of aquatic communities on saline wetlands in Western Australia. *Hydrobiologia* 105 : 77-84.
- Brooks S., Platvoet D., Lloyd M.C., 2008. Cation regulation and alteration of water permeability in the amphipod *Dikerogammarus villosus*: an indicator of invasion potential. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 172 : 183-189.
- Bruijs M.C.M., Kelleher B., van der Velde G., bij de Vaate A., 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 633-646.

- Bunn S.E., Davies P.M., 1992. Community structure of macroinvertebrate fauna and water quality of saline river system in south-western Australia. *Hydrobiologia* 248: 143-160.
- Busse S., Jahn R., Schulz C.J., 1999. Desalinization of Running Waters II. Benthic Diatom Communities: A Comparative Field Study on Responses to Decreasing Salinities. *Limnologica* 29: 465-474
- Campbell C.E., 1994. Seasonal zooplankton fauna of salt évaporation basins in South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45 : 199-208.
- Chadwick M.A., Feminella J.W., 2001. Influence of salinity and temperature on the growth and production of a freshwater mayfly in the Lower Mobile River, Alabama. *Limnology and Oceanography* 46: 532-542.
- Cole J.J., Findlay S., Pace M.L., 1988. Bacterial production in fresh and salt water ecosystems : a cross-system overview. *Marine Ecology Progress Series* 43 : 1-10.
- Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre, 2005. Directive 2000/60/CE - District hydrographique international RHIN - Secteur de travail international « Moselle - Sarre » - Etat des lieux. Document en ligne : <http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/documents/619608.pdf>
- Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR), 2009. Programme de mesure biologique Rhin 2006/2007, partie II-C (volet phytobenthos) Diatomées benthiques dans le Rhin. Rapport n° 171 2009, 33p.
- Cook F.S., Colemann P.S.J., 2007. Benthic diatoms in the salinas of the Dry Creek saltfields, South Australia. *Hydrobiologia* 576: 61-68.
- Coring E., Bäche J., 2011. Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). *Limnologica* (sous presse).
- Deegan B., Harrington T.J., Dundon P., 2005. Effects of salinity and inundation regime on growth and distribution of *Schoenoplectus triqueter*. *Aquatic Botany* 81: 199–211
- Dell'Uomo, A., 2004. L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida. APAT, ARPAT, CTN_AIM, Roma, Firenze, 101 pp.
- Demirezen-Yilman D., Uruc-Parlak K., soumis. Modelling the influence of salinity and water deficiency on growth and biomass of *Groenlandia densa* (Potamogetonaceae).
- Devin S., Beisel J.-N. 2007. Biological and ecological characteristics of invasive species: a gammarid study. *Biological Invasions* 9: 13-24.
- Di Nino F., Thiébaud G., Muller S., 2007. Phenology and phenotypic variation of

- genetically uniform populations of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John at sites of different trophic states. *Fundamental and applied limnology Archiv für hydrobiologie*, 168(4): 335-343.
- Di Nino F., 2008. Phénoplasticité-polymorphisme génétique, gestion conservatoire du genre *Elodea*. Thèse en Sciences de la Vie, spécialité écologie, Université Paul Verlaine-Metz, 214 p.
- Dickson D.M.J., Kirst G.O. 1987. Osmotic adjustment in marine eukaryotic algae: the role of inorganic ions, quaternary ammonium, tertiary sulphonium and carbohydrate solutes. II. Prasinophytes and Haptophytes. *New Phytol.* 106: 657-666.
- Eilers R.G., Eilers W.D., Pettapiece W.W., Lelyk G., 1995. Salinisation du sol. In *La santé de nos sols : vers une agriculture durable au Canada*, (eds. D.F. Acton and L.J. Gregorich), pp. 76-86, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa.
- Erdmann N., Hagemann M., 2001. Salt acclimatation of algae and cyanobacteria: a comparison. In: *Algal Adaptation to Environmental Stress* (eds L.C. Rai and J.P. Gaur). Springer.
- Estrela T., Marcuello C., Iglesias A., 1996. Water resources problems in southern Europe an overview report, pp. 1-49, European Environment Agency.
- Findlay S., Pace M.L., Lints D., Cole J.J., Caraco N.F., Peierls B., 1991. Weak coupling of bacterial and algal production in a heterotrophic ecosystem : the Hudson River. *Limnology and Oceanography* 36 : 268-278.
- Fong P.P., Kyojuka K., Duncan J., Rynkowski S., Mekasha D., Ram J.L., 1995. The effect of salinity and temperature on spawning and fertilization in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) from North America. *Biological Bulletin* 189: 320-329.
- Fritz S.C., Juggins S., Battarbee R.W., 1993. Diatom assemblages and ionic characterization of lakes of the Northern Great Plains, North America: A tool for reconstructing past salinity and climate fluctuations. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 50: 1844-1856.
- Gallardo-Mayenco A., 1994. Freshwater macroinvertebrate distribution in two basins with different salinity gradients (Guadalete and Guadaira river basins, southwestern Spain). *International journal of Salt Lake Research* 3: 75-91.
- Gandolfi A., Akon Todeschi E.B., Van Doninck K., Rossi V., Menozzi P., 2001. Salinity tolerance of *Darwinula stevensoni* (Crustacea, Ostracoda). *Italian Journal of Zoology* 68: 61-67.
- Gasse F., Juggins S., Khelifa L.B., 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Paleogeogr. Paleoclimatol.*

Paleoecol. 117: 31-54.

- Green J., Mengestou S., 1991. Specific diversity and community structure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia* 209 : 95-106.
- Grigorovich I.A., Angradi T.R., Emery E.B., Wooten M.S., 2008. Invasion of the Upper Mississippi River system by saltwater amphipods. *Fund. Appl. Limnol.* 173 : 67-77.
- Grillas P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *J. Veget. Sci.* 1: 393-402.
- Grillas P., van Wijck C., Bonis A., 1993. The effect of salinity on dominance-diversity relations on experimental coastal macrophytes communities. *J. Veget. Sci.* 4: 463-460.
- Gruszka P., 1999. The River Odra Estuary as a Gateway for alien species immigration to the Baltic Sea Basin. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27 : 374-382.
- Hall C.J., Burns C.W., 2001. Effects of salinity and temperature on survival and reproduction of *Boeckella hamata* (Copepoda : Calanoida) from a periodically brackish lake. *Journal of Plankton Research* 23: 97-103.
- Halse S.A., Shiel R.J., Williams W.D., 1998. Aquatic invertebrates of Lake Gregory, northwestern Australia, in relation to salinity and ionic composition. *Hydrobiologia* 381: 15-29.
- Hassell K.L., Kefford B.J., Nugegoda D., 2006. Sub-lethal and chronic lethal salinity tolerance of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). *J. Exp. Biol.* 209 : 4024-4032.
- Hare P.D., Cress W.A., 1997. Metabolic implications of stress-induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regulation* 21: 79-102.
- Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K., 1990. Effects of salinity on river, stream and wetland ecosystems in Victoria, Australia. *Water Research* 24: 1103-1117.
- Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K., 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210: 105-144.
- Hobbie J.E., 1988. A comparison of the ecology of planktonic bacteria in fresh and salt water. *Limnology and Oceanography* 33 : 750-764.
- Horrigan N., Choy S., Marshall J., Recknagel F., 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar. Freshwater Res.* 56 : 825-833.

- Horrigan N., Dunlop J.E., Kefford B.J., Zavahir F., 2007. Acute toxicity largely reflects the salinity sensitivity of stream macroinvertebrates derived using field distributions. *Mar. Freshwater Res.* 58: 178-186.
- Hwang P.-P., Lee T.-H., 2007. New insights into fish ion regulation and mitochondrion-rich cells. *Comparative Biochemistry and Physiology (Part A)* 148 : 479-497.
- Hynes H.B.N., 1955. The reproductive cycling of some British freshwater Gammaridae. *Journal of Animal Ecology* 24: 352-387.
- Jahn R., 1990. Untersuchungen zur benthischen Diatomeenflora und -vegetation der Spree und angrenzender Kanäle im innerstädtischen Gebiet von Berlin (West). Dissertation am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- James K.R., Hart B.T., 1993. Effect of salinity on four freshwater macrophytes. *Australian journal of marine and freshwater research* 44(5) : 769-777.
- James K.R., Cant B., Ryan T., 2003. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany*, 51(6) : 703-713.
- Kashima K. 2003. The quantitative reconstruction of salinity changes using diatom assemblages in inland saline lakes in the central part of Turkey during the late Quaternary. *Quaternary International* 105: 13-19.
- Kay W.R., Halse S.A., Scanlon M.D., Smith M., 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *Journal of North American Benthological Society* 20: 182-199.
- Kefford B.J., 1998a. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *International Journal of Salt Lake Research* 7: 153-170.
- Kefford B.J., 1998b. Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed in rivers? *International Journal of Salt Lake Research* 7: 285-300.
- Kefford B.J., 2000. The effect of saline water disposal: implication for monitoring programs and management. *Environmental Monitoring and Assessment* 63: 313-327.
- Kefford B.J., Papas P.J., Nuggeoda D., 2003. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* 54: 755-765.
- Kefford B.J., Dalton A., Palmer C.G., Nuggeoda D., 2004. The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in south-east Australia and South Africa. *Hydrobiologia* 517: 179-192.

- Kefford B.J., Papas P.J., Metzeling L., Nugegoda D., 2004b. Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity. *Environ. Pollut.* 129: 355-362.
- Kefford B.J., Nugegoda D., 2005. No evidence for a critical salinity thresholds for growth and reproduction of the freshwater snail *Physa acuta*. *Environ. Pollut.* 54 : 755–765.
- Kefford B.J., Zalizniak L., Nugegoda D., 2006a. Growth of the damselfly *Ischnura heterosticta* is better in saline water than freshwater. *Environ. Pollut.* 141 : 409–419.
- Kefford B.J., Fields E.J., Nugegoda D., Clay C., 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray Darling Basin. *Mar. Freshw. Res.* 58 : 1019–1031.
- Kefford B.J., Reddy-Lopata K., Clay C., Hagen T., Parkanyi O., Nugegoda N., 2011. Size of anal papillae in chironomids: Does it indicate their salinity stress? *Limnologica* (sous presse)
- Kipriyanova L.M., Yermolaeva N.I., Bezmaternykh D.M., Dvurechenskaya S.Y., Mitrofanova E.Y., 2007. Changes in the biota of Chany Lake along a salinity gradient. *Hydrobiologia*, 576: 83–93.
- Kirst G.O., 1990. Salinity tolerance of eukaryotic marine algae. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 41: 21-53.
- Kolbe R.W., 1927. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen - Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. In: Kolwitz R. (ed.), *Pflanzenforschung* 7, S. 1-146. Jena.
- Konstantinov A.S., Martynova V.V., 1993. Effect of salinity fluctuations on energetics of juvenile fish. *J. Ichthyol.* 33 : 161-166.
- Krell A., 2006. Salt stress tolerance in the psychrophilic diatom *Fragilariopsis cylindrus*. Bremen, Universitaet Bremen: 120.
- Krell A., Funck D., Plettner I., John U., Dieckmann G., 2007. Regulation of Proline Metabolism Under Salt Stress in the Psychrophilic Diatom *Fragilariopsis Cylindrus* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 43: 753-762.
- Larson T.R., Rees T.A.V., 1994. Arrest of cell division but not protein synthesis in sodium deficient cells of the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. *Planta* (Berl.) 195: 195-200.
- Larson T.T., Rees T.A.V., 1996. Changes in cell composition and lipid metabolism mediated by sodium and nitrogen availability in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 32: 388-393.

- Löfgren S., 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in Southeast Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 130 : 863-868.
- Madern D., Ebel C., Zaccai G., 2000. Halophilic adaptation of enzymes. *Extremophiles* 4: 91-98.
- Metzeling L. 1993. Benthic macroinvertebrate community structure in streams of different salinities. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44: 335-351.
- Meybeck M., Helmer R., 1989. The quality of rivers: from pristine state to global pollution. In *Palaeogeogr. Palaeoclim., Palaeocol. (Global Planet Change Sec)*, pp. 283-309, Elsevier.
- Mischke U., Opitz D., *et al.*, 2005. Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWAVorhaben O 6.03 – IGB Berlin, 100p.
- Mittler R., 2002. Oxydative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends in Plant Science*, 7: 405-410.
- Mordukhai-Boltovskoi F.D., 1964. Caspian fauna beyond the Caspian Sea. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 49: 139-176.
- Muñoz I., Prat N., 1994. Macroinvertebrate community in the lower Ebro river (NE Spain). *Hydrobiologia* 286: 65-78.
- Nielsen D.L., Hillman T.J., 2000. The status of research into the effects of dryland salinity on aquatic ecosystems. Technical report No. 4/2000. Coopertaive research centre for freshwater ecology, Canberra.
- Nielsen D.L., Brock M.A., Crossle K., Harris K., Healy M., Jarosinski I., 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 51: 655-665.
- Paradis E., 2008. Effet de la salinité sur la compétition entre le roseau (*Phragmites australis*) et les quenouilles (*Typha spp.*). M.Sc. Thesis, Université de Montréal, Montréal.
- Pierre J.F., 1968. Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* 7: 261-412.
- Pierre J.F., 1970a. Répartition des algues dans quelques formations de Lorraine. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* 9(1) : 168- 173.
- Pierre J.F., 1970b. Hydrobiologie du Sanon: contribution à l'étude des affluents de la Meurthe. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* 9: 534-542.

- Pierre J.F., 2005. Formation saumâtres et salées de la vallée de la Meurthe. I. Influence des rejets industriels. *Bull. Acad. Lorraine Sci.*, 44 : 1-4.
- Piscart C., 2004. Rôle de la salinité dans la dynamique et la régulation de la biodiversité des communautés de macroinvertébrés dulçaquicoles. Thèse de doctorat : Sciences de la vie, Ecologie-Hydrobiologie animale: Université de Metz. 224 p.
- Piscart C., Lecerf A., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2005a. Biodiversity patterns along a salinity gradient: The case of net-spinning caddisflies. *Biodiversity & Conservation* 14: 2235-2249.
- Piscart C., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2005b. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a permanent salinity gradient. *Hydrobiologia* 551: 227-236.
- Piscart C., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2005c. Decrease of fluctuating asymmetry among larval instars in an aquatic, holometabolous insect. *Comptes Rendus de Biologie* 328: 912-917.
- Piscart C., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2006. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 166(2): 185-198.
- Piscart C., Manach A., Copp G.H., Marmonier P., 2007. Distribution and microhabitats of native and non-native gammarids (Amphipoda, Crustacea) in Brittany, with particular reference to the endangered endemic sub-species *Gammarus duebeni celticus*. *J. Biogeogr.* 34 : 524–533.
- Piscart C., Bergerot B., Lafaille P., Marmonier P., 2010. Are amphipod invaders a threat to regional biodiversity? *Biol. Inv.* 12 : 853–863.
- Piscart C., Kefford B.J., Beisel J.-N., 2011. Are salinity tolerances of non-native macroinvertebrates in France an indicator of potential for their translocation in a new area? *Limnologica* (sous presse).
- Pinkster S., Smit H., Brandse-deJong N., 1977. The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands and its competition with indigenous species. *Crustaceana Suppl.* 4 : 91–105.
- Potapova M., Charles D., 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48 : 1311–1328.
- Potts W.T.W., 1954. The energetics of osmotic regulation in brackish- and freshwater animals. *J. Exp. Biol.* 31 : 618–630.
- Pourriot R., Snell T.W., 1993. Resting eggs in rotifers. *Hydrobiologia* 104 : 213-224.

- Pringle C.M., White D.S., Rice C.P., Tuchman M.L., 1981. The biological effects of chloride and sulfate with special emphasis on the Laurentian Great Lakes. University of Michigan, Great Lakes Research Division Publication 20. 51 pp.
- RECORD, 2009, Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles : Synthèse bibliographique, 105 pages, n°3-12/2007.ETUDE N° 3-12/07
- RECORD, 2009b, Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles : Trois exemples d'application en mésocosmes ou in situ, 66 pages, n°3-12/2007, rapport provisoire.
- Rees T.A.V., Cresswell R.C., Syretta P.J., 1980. Sodium-dependent uptake of nitrate and urea by a marine diatom. *Biochem. Biophys. Acta* 596: 141-144.
- Remane A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 36: 34-74.
- Riley J.P., 1965. Analytical chemistry of sea water. In: Riley J.P. & Skirrow G. (Eds.), *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, pp. 295-424.
- Rimet F., Heudre D., Matte J.L., Mazuer P., 2006. Communautés de diatomées des bassins Moselle, Meuse et Sarre. Correspondance avec les Hydro-Ecorégions. DIREN Lorraine, 51 p.
- Rimet F., Heudre D., Matte J.L., Mazuer P., 2007. Qualité de l'eau des rivières du bassin houiller en 2006, évaluée au moyen des diatomées : estimation de la pollution organique, trophique, minérale et toxique. Direction Régionale de l'Environnement – Lorraine, Metz, France : 57 p.
- Rimet F., 2009. Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia* 636: 137–151.
- Roux M., Servant-Vildary S., Servant M., 1991. Inferred ionic composition and salinity of a Bolivian Quaternary lake, as estimated from fossil diatoms in the sediments. *Hydrobiologia* 210: 3-18.
- Rundle S.D., Attrill M.J., Arshad A., 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. *Aquatic Ecology* 32: 211-216.
- Rustige K.H., Friedrich C.H., Külzer H., 1997. Distribution patterns of sessile ciliates in salt-polluted running waters systems. *Limnologica* 27 : 85-90.
- Sakamoto T., Murata N., 2002. Regulation of the desaturation of fatty acids and its role in tolerance to cold and salt stress. *Current Opinion in Microbiology* 5: 206-210.
- Salter J., Morris K., Bailey P.C.E., Boon P.I., 2007. Interactive effects of salinity and

- water depth on the growth of *Melaleuca ericifolia* Sm. (Swamp paperbark) seedlings. *Aquatic botany* 86(3): 213-222.
- Savage A.A., 1982. The survival and growth of *Gammarus tigrinus* Sexton (Crustacea:Amphipoda) in relation to salinity and temperature. *Hydrobiologia* 94: 201-212.
- Schaumburg J., Schranz C., Stelter D., Hofmann G., Gutowski A., Foerster J., 2005. Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren "Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 228 p.
- Schaumburg J., Schranz C., Stelter D., Hofmann G., Gutowski A., Foerster J., 2006. Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EC Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos : 1- 119.
- Sereda J., Bogard M., Hudson J., Helps D., Dessouki T., 2011. Climate warming and the onset of salinization: Rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. *Limnologia* 41: 1–9.
- Servant-Vildary S., Roux M. 1990. Multivariate analysis of diatoms and water chemistry in Bolivian saline lakes. *Hydrobiologia* 197: 267-290.
- Short T.M., Black J.A., Birge W.J., 1991. Ecology of a saline stream: community responses to spatial gradients of environmental conditions. *Hydrobiologia* 226: 167-178.
- Silva E.I.L., Davies R.W., 1997. The effects of irrigation effluent on a Western Canadian prairie river. *Hydrobiologia* 344: 103-109.
- Silva E.I.L., Davies R.W., 1999. The effects of simulated irrigation induced changes in salinity on metabolism of lotic biota. *Hydrobiologia*, 416: 193-202.
- Singh S.C., Sinha R., Häder D.-P., 2002. Role of lipids and fatty acids in stress tolerance in cyanobacteria. *Acta Protozoologica* 41: 297-308.
- Skinner R., Sheldon F., Walker K.F., 2001. Animal propagules in dry wetland sediments as indicators of ecological health : effects of salinity. *Reg. Riv. : Res. & Manag.* 17 : 191-197.
- Sullivan C.W., 1976. Diatom mineralization of silicic acid. I. Si(OH)₄ transport characteristics in *Navicula pelliculosa*. *J. Phycol.* 12: 390-396.
- Sylvestre F., Servant-Vildary S., Roux M., 2001. Diatom-based ionic concentration and salinity models from the south Bolivian Altiplano (15–23°S). *Journal of Paleolimnology* 25: 279–295.
- Thiebaut G., Muller S., Tremolières M., 2008. Etude comparative de deux espèces végétales aquatiques invasives en France : *Elodea nuttallii* et *Elodea*

- canadensis*. Stratégies adaptatives, facteurs écologiques, polymorphisme génétique des espèces, contribution au contrôle du phénomène invasif. Ministère de l'écologie et du développement durable, programme de recherche « Invasions biologiques », 58 p.
- Thomsen L., Olsen J., et al. 2002. ClpP is involved in the stress response and degradation of misfolded proteins in *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. *Microbiology* 148: 2727-2733.
- Torrise M.C., Dell'Uomo A., 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (central Italy) using the diatom based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indices. *Diatom Research* 21: 159–174.
- Torrise M.C., Dell'Uomo A., Ector L., 2008. Assessment of quality of the Apennine rivers (Italy) using the diatom indices: the River Foglia. *Cryptogamie Algologie* 29: 45–61.
- Thouvenot L., Thiebaut G., 2009. Réponses morphologiques d'*Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii* à la salinité. Journées Internationales de Limnologie, Luxembourg.
- Thouvenot L., 2009. Impact de la salinisation des eaux sur le dynamique de colonisation des espèces exotiques végétales aquatiques exotiques. Rapport de Master 2 recherche aménagement-environnement spécialité écotoxicité & biodiversité. 40 p.
- Tison J., Park Y.S., Coste M., Wasson J.G., Ector L., Rimet F., Delmas F., 2005. Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: a study on the French hydrosystem scale. *Water Research* 39: 3177–3188.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 28 : 117-133.
- Von der Ohe P.C., Liess M., 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 : 150-156.
- Vrieling E.G., Sun Q., et al. 2007. Salinity-dependent diatom biosilicification implies an important role of external ionic strength. *PNAS* 104(25): 10441-10446.
- Waiser M.J., Robarts R.D., 1995. Microbial nutrient limitation in Prairie Saline Lakes with high sulfate concentration. *Limnol. Oceanogr.* 40 : 566–574.
- Wattier R.A., Haine E.J., Beguet J., Martin G., Bollache L., Muskó I., Platvoet D., Rigaud T., 2007. No genetic bottleneck or associated microparasite loss in invasive populations of a freshwater amphipod. *Oikos* 116: 1941–1953.
- Werner D.E., 1977. The Biology of Diatoms. Botanical Monographs. Vol. 13. Univ. of California Press. 498 pp.

- Williams W.D., 1987. Salinization of rivers and streams: An important environmental hazard. *Ambio* 16: 181-185.
- Williams W.D., 1999. Salinization: A major threat to water resource in the arid and semi arid regions. *Lakes & Reservoir: Research and Management* 4: 85-91.
- Williams W.D., Taaffe R.G., Boulton A.J., 1991. Longitudinal distribution of macroinvertebrates in two rivers subject to salinization. *Hydrobiologia* 210: 151-160.
- Williams D.D., Williams N.E., Cao Y., 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research* 34: 127-138.
- Wilson S.E., Cumming B.F., Smol J.P., 1994. Diatom-salinity relationships in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia, Canada: the development of diatom-based models for paleosalinity reconstructions. *J. Paleolimnol.* 12: 197-221.
- Xiong L., Zhu J.K., 2002. Molecular and genetic aspects of plant responses to osmotic stress. *Plant, Cell and Environment* 25: 131-139.
- Zhao J., Brand J.J., 1988. Sequential effects of sodium depletion on photosystem II in *Synechocystis*. *Arch. Biochem. Biophys.* 264: 657-664.
- Ziemann H., 1982. Biologische Wirkung des Salzgehaltes. In: Breitig G. & Von Tümpling W. (Eds): *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung II*. 108-114.
- Ziemann H., Nolting E., Rustige K.H., 1999. Bestimmung des Halobienindex. In: Von Tümpling W., Friedrich G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2*: 309-313.
- Ziemann H., Kies L., Schulz C.J., 2001. Desalinization of Running Waters III. Changes in the Structure of Diatom Assemblages Caused by a Decreasing Salt Load and Changing Ion Spectra in the River Wipper (Thuringia, Germany). *Limnologica*, 31 : 257-280.
- Ziemann H., Schulz C.-J., 2011. Methods for biological assessment of salt-loaded running waters fundamentals, current positions and perspectives. *Limnologica* (sous presse).
- Zimmermann-Timm H., 2007. Salinisation of inland waters, chapitre 2, in : *Water uses and human impacts on the water budget*, Ed.: Lozan J; Grssl H., Hupfer

P., Menzel L., Schönwiese C. Hamburg : Verlag Wissenschaftliche
Auswertungen/GEO 2007. 133-136.