
Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC

Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

Les algues en tant qu'indicateur de la qualité de l'eau

Les **diatomées** sont les algues d'une teinte brunâtre qui tapissent le fond des cours d'eau. Ce tapis brunâtre, qui rend les roches glissantes, est en fait composé de millions de petites cellules microscopiques. Ces algues forment une communauté très **diversifiée**. Chaque roche d'une rivière peut en effet compter plusieurs dizaines d'espèces de diatomées. Plus de **540 espèces** de diatomées ont ainsi été répertoriées dans les rivières de l'Est du Canada¹.

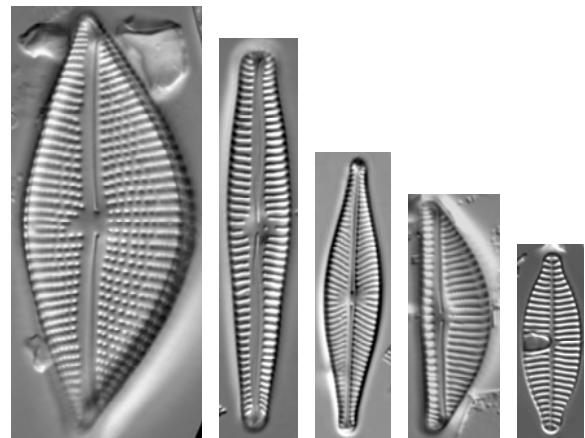
Les algues utilisent, entre autres, le **phosphore** et l'**azote** dissous dans l'eau des rivières pour leur croissance. Les sources de pollution qui rejettent du phosphore et de l'azote ont donc une influence directe sur la composition des communautés de diatomées. Parmi ces sources de pollution, les plus importantes sont les fertilisants agricoles, les effluents d'eaux usées municipales ou domestiques et certaines industries.

Les diatomées sont également sensibles à l'enrichissement des eaux en **matières organiques** et à l'augmentation de la concentration en **minéraux dissous**. Elles sont de plus affectées par les métaux et les pesticides.

De part leur sensibilité aux nutriments (surtout le phosphore et l'azote) et à la matière organique, les diatomées sont d'excellent indicateur du niveau d'**eutrophisation** des cours d'eau.



Les diatomées sont les algues d'une teinte brunâtre qui tapissent le fond des cours d'eau.



Ces images furent grossies 1500 fois. Elles représentent cinq espèces de diatomées. Chaque individu est composé d'une seule cellule qui est recouverte d'une coquille de verre (frustule de silice). Les coquilles présentent une ornementation qui permet d'identifier les différentes espèces au microscope.

Les principales sources de phosphore, d'azote et de matières organiques dont l'indice IDEC peut mesurer l'intensité

- Les fertilisants agricoles
 - L'érosion des sols
 - Les effluents d'eaux usées municipales
 - Les rejets d'installations septiques
 - Les effluents de pisciculture
 - Certains effluents industriels
-

Lorsqu'un rejet pollue un cours d'eau, la communauté de diatomées se transforme. Le nombre de diatomées sensibles à la pollution diminue alors que le nombre de diatomées qui tolèrent la pollution augmente. Si la dégradation du cours d'eau s'accroît, les espèces sensibles disparaissent presque complètement au profit des espèces tolérantes qui dominent alors la communauté d'algues. C'est cette transformation dans la structure des communautés que l'indice IDEC mesure.

L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

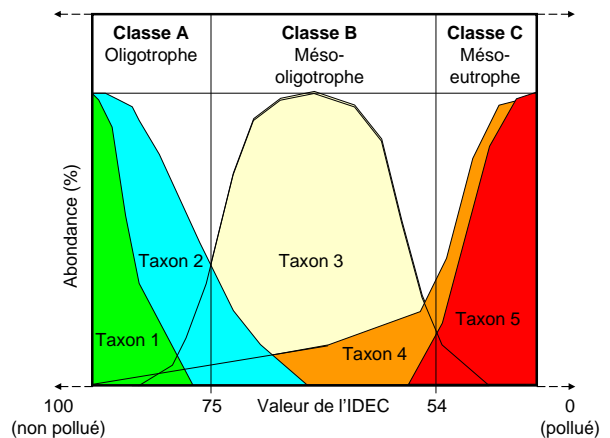
L'indice IDEC permet d'évaluer le niveau d'intégrité biologique des cours d'eau à partir de la structure des communautés de diatomées. L'indice mesure la différence entre les communautés de diatomées des cours d'eau à l'état naturel, sans aucune pollution, et les communautés des cours d'eau pollués. Les valeurs de l'indice varient entre **0** et **100**, une valeur élevée reflétant un niveau d'intégrité biologique élevé et une bonne qualité de l'eau.

L'indice fut construit à partir de quelques **centaines d'échantillons** provenant de plus de **100 cours d'eau** du Québec, de l'Ontario et des Maritimes. L'échelle de l'indice reflète ainsi toute la gamme des perturbations rencontrées dans les rivières et les ruisseaux de l'Est du Canada. L'indice permet de comparer le niveau de dégradation des cours d'eau et de mesurer la « distance écologique » qui sépare un cours d'eau pollué d'un cours d'eau de référence. À titre d'exemple, une rivière qui

affiche une valeur près de zéro fait partie des cours d'eau les plus dégradés de l'Est du Canada. Dans un contexte de restauration, cette rivière devrait afficher des valeurs de plus en plus élevées. Elle aura complètement récupérée lorsqu'elle aura une valeur supérieure à 75 sur 100. Sa communauté de diatomées sera alors comparable aux rivières les moins polluées de l'Est du Canada.

Comment fut développé l'IDEC ?

L'échelle de 0 à 100 de l'indice IDEC n'est pas arbitraire. Elle est basée sur une mesure de la distance écologique (chi-carré) qui sépare les communautés de diatomées dans une analyse des correspondances. Cette méthode d'ordination permet de situer les communautés d'algues les unes par rapport aux autres sur plusieurs axes. Lavoie et ses collaborateurs² ont démontré que le premier axe, celui sur lequel les communautés se distinguent le plus, représente en fait un gradient d'eutrophisation, c'est à dire un enrichissement en nutriments (phosphore et azote) et en matières organiques. Le premier axe de l'ordination a donc été utilisé afin de développer l'indice IDEC. L'échelle de l'indice indique ainsi la « distance écologique » entre les communautés de diatomées de référence des cours d'eau non pollués et les communautés altérées des cours d'eau pollués.



Exemple schématique de la distribution de 5 espèces (taxons) de diatomées entre les trois premières classes de l'IDEC. Le taxon 1 est spécifique au cours d'eau non pollués. Une forte abondance de ce taxon contribue à augmenter la valeur de l'IDEC. À l'inverse, le taxon 5 ne devient abondant que lorsque les concentrations en nutriments (phosphore et azote) augmentent. Une forte abondance de ce taxon contribue à diminuer la valeur de l'IDEC. L'IDEC inclut en réalité près de 200 espèces de diatomées, ce qui

en fait un indice robuste applicable dans une grande variété de cours d'eau dans l'Est du Canada.

L'IDEC-neutre et l'IDEC-alkalin

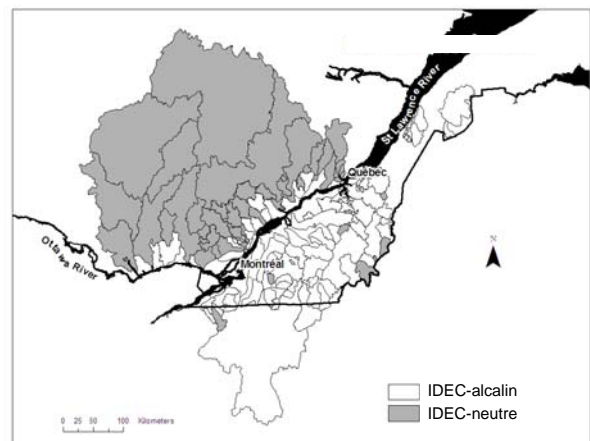
Les diatomées benthiques (vivant sur le fond des cours d'eau) **sont peu influencées par la taille d'un cours d'eau** (ordre) et par l'habitat. En uniformisant le type de substrats échantillonnés (substrats rocheux), on peut ainsi retrouver sensiblement la même communauté sur les cailloux d'un petit ruisseau que sur les roches d'une grande rivière ayant la même qualité de l'eau. Les diatomées sont par contre très sensibles aux variations de **pH**. Pour une même qualité de l'eau, les communautés de diatomées des rivières ayant un pH neutre ou légèrement acide seront différentes des communautés des rivières alcalines. À titre d'exemple, les communautés des rivières non polluées s'écoulant sur les roches précambriennes et les tills légèrement acides du Bouclier canadien ne seront pas les mêmes que les communautés des rivières non polluées s'écoulant sur les roches sédimentaires et les argiles marines de la plaine du Saint-Laurent^{3,4}. Deux sous-indices furent donc développés afin de tenir compte du pH des rivières, soit l'**IDEC-neutre** et l'**IDEC-alkalin**.

Lors de l'application de l'indice dans un programme de suivi, il faut donc choisir entre les deux sous-indices en fonction du **pH naturel** d'un cours d'eau, c'est-à-dire non pas son pH actuel, mais son pH en condition non polluée (le pH qu'un cours d'eau aurait en absence de toutes altérations). La distinction entre les indices est fondamentale, puisqu'elle assure que toute rivière a le potentiel d'atteindre des valeurs élevées, advenant la restauration de son écosystème. Voici quelques règles de base pouvant guider les intervenants dans le choix de l'indice⁴ :

- L'**IDEC-neutre** est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur des **roches ignées**, métamorphisées ou non (granites, gneiss, etc). On retrouve dans

ce groupe toutes les rivières dont la majeure partie du bassin versant est située dans le Bouclier canadien. L'IDEC-neutre est également utilisé dans les cours d'eau s'écoulant en partie dans des **milieux humides**.

- L'**IDEC-alkalin** est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur des **argiles marines** et des **roches sédimentaires** (schistes, shales et calcaires). On retrouve dans ce groupe les rivières dont la majeure partie du bassin versant est située dans les Basses-terres du Saint-Laurent et dont le bassin contient peu de milieux humides. La majorité des rivières des Appalaches font également partie de ce groupe.



Lors de l'application de l'indice IDEC dans un programme de suivi, il faut choisir entre les deux sous-indices en fonction du pH naturel d'un cours, c'est-à-dire non pas son pH actuel, mais son pH en condition non polluée (le pH qu'un cours d'eau aurait en absence de toutes altérations).

En générale, le même indice doit être utilisé d'amont en aval du tronçon principal d'un cours d'eau, particulièrement pour les grandes rivières. C'est notamment le cas des grandes rivières de la rive nord du Saint-Laurent. Par exemple, l'IDEC-neutre est utilisé dans les tronçons aval de la rivière St-Maurice, même si ces stations sont situées dans les Basses-terres. Ce choix est justifié par le fait que le pH naturel de ces rivières est principalement

conditionné par leur bassin versant qui est majoritairement situé sur le Bouclier canadien. Les petits cours d'eau, dont les conditions du milieu varient drastiquement d'amont en aval, peuvent parfois dévier de cette règle.

Dans les **tributaires**, un indice différent du cours d'eau principal peut parfois être utilisé.

L'interprétation des valeurs et des classes de l'IDEC

Les valeurs de l'IDEC entre 0 et 100 furent regroupées en quatre classes qui indiquent l'**état écologique** et le **statut trophique** d'une rivière⁵. Les tableaux des pages suivantes présentent les quatre classes de chaque indice et leur interprétation.

La séparation entre les classes n'est pas arbitraire. Elle a été réalisée à partir d'une méthode de classification qui a permis de regrouper les communautés qui avaient une composition similaire et de séparer les communautés qui étaient distinctes. Ainsi, la **classe A** regroupe les communautés de référence des rivières **oligotrophes** non polluées. Dans les rivières faisant partie de cette classe, les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient très faibles au cours des semaines précédant l'échantillonnage des diatomées. Les concentrations en phosphore étaient inférieures à 0,03 mg/L⁷.

Le passage de la classe A à la **classe B** marque le premier niveau d'altération. La classe B regroupe les rivières **mésio-oligotrophes** qui ont connu, au cours des semaines précédant l'échantillonnage des diatomées, des épisodes où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées.

La **classe C** regroupe quant à elle les rivières **mésio-eutrophes** qui ont connu, au cours des semaines précédant l'échantillonnage des diatomées, des

épisodes fréquents où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées. Les espèces sensibles à la pollution sont rares ou absentes de cette communauté.

Finalement, la **classe D** regroupe les communautés **eutrophes** les plus dégradées des rivières de l'Est du Canada. Cette classe est composée d'espèces très tolérantes à la pollution. Dans les rivières faisant partie de cette classe, les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient constamment élevées au cours des semaines précédant l'échantillonnage.



Les diatomées sont d'abord influencées par la physico-chimie de l'eau. L'IDEC est peu influencé par l'habitat d'un cours d'eau. En uniformisant le type de substrats échantillonnés (substrats rocheux), l'IDEC peut être utilisé pour le suivi de tous les types de cours d'eau, des fossés agricoles aux grandes rivières.

Interprétation de l'IDEC-neutre

État écologique	IDEC	Statut trophique et interprétation	Les classes de quelques cours d'eau au Québec entre 2002 et 2003 ² am (amont) – av (aval)
État de référence	100-75 A	Milieu oligotrophe La communauté de diatomées correspond aux conditions de référence (non polluées). Il s'agit de la communauté type spécifique aux conditions de pH neutre. Il n'y a pas ou très peu d'altérations d'origine humaine. Les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient très faibles au cours des semaines précédentes. Les concentrations en phosphore étaient inférieures à 0,03 mg/L.	De la Petite Nation (am) Du lièvre (am) Etchemin (am) Gatineau (am) Jacques-Cartier (am) Noire (am) Sainte-Anne (am)
Légèrement altéré	54-74 B	Milieu méso-oligotrophe Le passage de la première classe à la deuxième marque le premier niveau d'altération. La composition de la communauté de diatomées diffère modérément de la communauté de référence. Les valeurs montrent des signes modérés d'altération résultant de l'activité humaine. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées.	Du Diable (am) Du Lièvre (av) Du Loup (am) Maskinongé (am) Rouge (av)
Altéré	28-53 C	Milieu méso-eutrophe La communauté de diatomées est altérée par l'activité humaine. Les espèces sensibles à la pollution sont rares ou absentes. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes fréquents où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées.	Aux Cerises (av) Assomption (av) Batiscan (av) Saint-Charles (av)
Très altéré	0-27 D	Milieu eutrophe La communauté est parmi les communautés de diatomées les plus dégradées des rivières de l'Est du Canada. Elle est très affectée par les activités humaines. Elle est composée d'espèces très tolérantes à la pollution. Les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient constamment élevées au cours des semaines précédentes.	Blanche (av) Dufour (av) Des îles Brûlées (av) Des Envies (av) Du Nord (av) Shawinigan (av)

Interprétation de l'IDEC-alcalin

État écologique	IDEC	Statut trophique et interprétation	Les classes de quelques cours d'eau au Québec entre 2002 et 2003 ² am (amont) – av (aval)
État de référence	100-76 A	Milieu oligotrophe La communauté de diatomées correspond aux conditions de référence (non polluées). Il s'agit de la communauté type spécifique aux conditions alcalines. Il n'y a pas ou très peu d'altérations d'origine humaine. Les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient très faibles au cours des semaines précédentes. Les concentrations en phosphore étaient inférieures à 0,03 mg/L.	Au Saumon (am) Saint-François (am) Trout (am) Yamaska Sud-Est (am)
Légèrement altéré	55-75 B	Milieu méso-oligotrophe Le passage de la première classe à la deuxième marque le premier niveau d'altération. La composition de la communauté de diatomées diffère modérément de la communauté de référence. Les valeurs montrent des signes modérés d'altération résultant de l'activité humaine. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées.	Bécancour (av) Des Anglais (av) Magog Massawippi (av)
Altéré	32-54 C	Milieu méso-eutrophe La communauté de diatomées est altérée par l'activité humaine. Les espèces sensibles à la pollution sont rares ou absentes. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes fréquents où les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient élevées.	Beaurivage (av) Chateauguy (av) Des Pins (av) Nicolet (av) Saint-François (av) Yamaska Sud-Est (av)
Très altéré	0-31 D	Milieu eutrophe La communauté est parmi les communautés de diatomées les plus dégradées des rivières de l'Est du Canada. Elle est très affectée par les activités humaines. Elle est composée d'espèces tolérantes à la pollution. Les concentrations en phosphore, en azote et en matières organiques étaient constamment élevées au cours des semaines précédentes.	Aux Perles (av) Bayonne (av) Bras d'Henri De l'Achigan (av) Des Hurons (av) Fouquette La Chaloupe (av) Mascouche (av) Ruisseau Saint-Pierre Ruisseau Saint-Esprit Ruisseau Vacher

Les diatomées intègrent les variations temporelles de la qualité de l'eau.

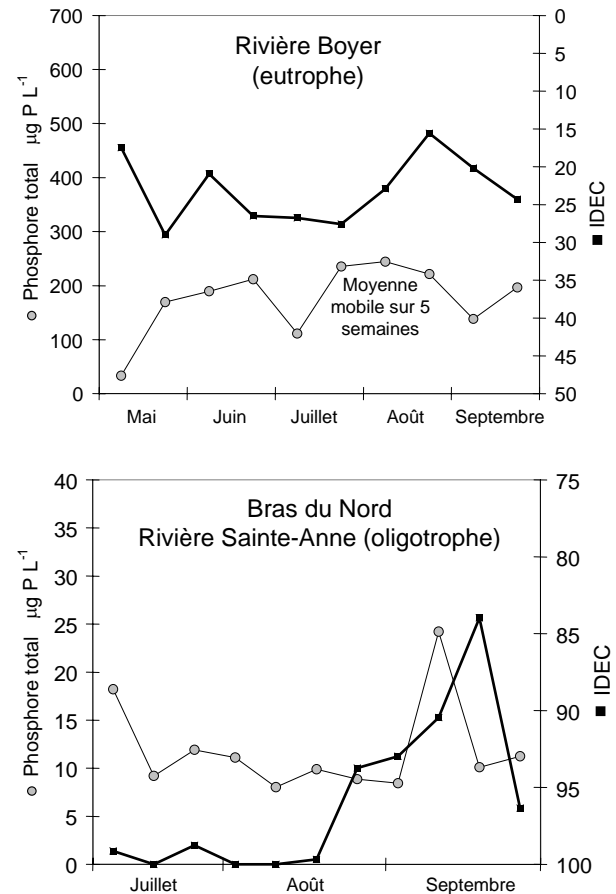
La physico-chimie d'un cours peut être très variable, il est donc généralement nécessaire d'avoir recours à plusieurs mesures physico-chimiques au cours d'une saison afin d'obtenir un portrait réaliste de l'état d'un cours d'eau (environ 8 mesures physico-chimiques sont nécessaires⁶). Les diatomées intègrent les variations temporelles de la physico-chimie de l'eau sur une période de quelques semaines. En milieu eutrophe, le temps de réponse des diatomées est d'environ **5 semaines** suite aux variations des concentrations en nutriments. Moins un cours d'eau est pollué, plus le temps de réponse est rapide^{7,8}. En milieu oligotrophe, les diatomées peuvent répondre en une semaine à une perturbation importante.

Dans les cours d'eau agricole, où les concentrations en phosphore subissent de fortes fluctuations, un suivi basé sur l'IDEC permet ainsi d'intégrer les variations temporelles de la qualité de l'eau sur une période d'environ 5 semaines. **Deux échantillons**, prélevés entre juillet et septembre, permettent en général de rendre compte de l'état moyen d'un cours d'eau au cours de la période estival avec une erreur de ± 5 unités d'IDEC en moyenne⁸.

L'échantillonnage des diatomées est simple et peu coûteux

L'échantillonnage des diatomées est simple, rapide et peu coûteux. Une quinzaine de minutes par station est généralement suffisant. Plusieurs stations peuvent donc être échantillonnées en une journée. Un indice peut être calculé à partir d'échantillons prélevés dans **tous les cours d'eau** d'un bassin, à partir des ruisseaux agricoles jusqu'à l'exutoire. Les valeurs de l'indice peuvent ensuite être reportés sur une carte du réseau hydrographique et ainsi

fournir une image précise et à faible coût de la pollution diffuse associée à l'eutrophisation et aux charges organiques.



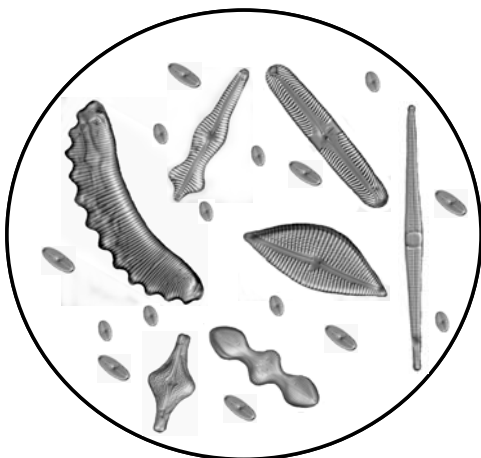
Variation des concentrations en phosphore et de l'indice IDEC dans la rivière Boyer en 1999 et le Bras du Nord (rivière Sainte-Anne) en 2005. Dans le cas de la rivière Boyer (eutrophe), l'IDEC est corrélé avec la moyenne mobile des concentrations en phosphore des 5 dernières semaines. Dans le cas du Bras du Nord (oligotrophe), l'IDEC est corrélé avec les concentrations en phosphore de la dernière semaine⁷.

L'analyse en laboratoire nécessite en moyenne 4 heures par échantillon, incluant le prétraitement, l'identification, le comptage des diatomées au microscope et le calcul de l'IDEC. Le coût relativement faible de l'IDEC, comparativement à plusieurs mesures de la physico-chimie de l'eau, facilite son utilisation intensive sur un grand territoire. Il est par exemple assez rare de pouvoir bénéficier de plus de quelques stations de mesures physico-chimiques dans un bassin versant. Il est par contre

possible de disposer d'un **réseau dense et étendu de stations** pour le calcul de l'IDEC. Un réseau dense de station permet dans un premier temps d'identifier les stations qui ne semblent pas problématiques (valeur de l'IDEC entre 75 et 100). Il sera peu utile de procéder à des mesures physico-chimiques à ces stations. Par contre, il sera utile de concentrer les ressources financières pour le suivi physico-chimiques et biologiques des stations pour lesquelles l'IDEC affiche des valeurs critiques afin de préciser la nature de l'altération.

Qui peut utiliser l'IDEC ?

Entre 2005 et 2008, l'indice fut utilisé pour effectuer le suivi de la qualité de l'eau dans plusieurs bassins versants du Québec. Les organismes qui ont commandé ces études sont majoritairement des organismes de bassin versant, des comités de restauration et des institutions de recherche. L'IDEC fut principalement utilisé afin d'effectuer le suivi de la pollution diffuse d'origine agricole, mais il permet également dans certains cas de mesurer l'impact des piscicultures (ex. rivière du Loup) et des stations de traitement des eaux usées (ex. rivières Marguerite et Champlain). Il fut également utilisé pour effectuer le suivi des tributaires et de l'exutoire de certains lacs.



L'image ci-dessus est un exemple d'un assemblage de diatomées qui peut être observé au microscope.

Bassins versants dans lesquels l'IDEC fut utilisé entre 2005 et 2008 pour le suivi des cours d'eau.

Bassin versant	Superficie (km ²)	Nombre de stations	Organisme
Des Envies	480	19	UQTR (2005)
Marguerite	80	9	UQTR (2005)
Rivière Du Loup	6 682	35	OBVRL (2006)
Maskinongé	1105	16	AGIR Maskinongé (2006)
Bécancour	2 616	18	GROBEC (2006)
Île de Montréal (St-Laurent – Des Paroisses)		16	Polytechnique (2006)
Chaudière	1 617	23	INRS-ETE (2007)
Champlain	278	20	ZIP les Deux-Rives (2007)
Cap-Rouge	82	5	Consultant privé (2007)
Saint-Zéphirin – amont (Nicolet)	60 (79)	4	MÉANDRES (2007)
Blanche – amont (Bécancour)	59 (195)	6	MÉANDRES (2007)
Vaches – amont (St-François)	54 (120)	4	MÉANDRES (2007)
David – amont (Yamaska)	53 (336)	4	MÉANDRES (2007)
Lac aux sables (Batiscau)		10	SAMBBA (2007)
Lac aux Roches		7	Ville de Québec (2008)
Petite Du Chêne		18	ZIP les Deux-Rives (2008)

L'échantillonnage des diatomées peut être effectué par toutes personnes suivant les recommandations contenues dans ce guide (voir les sections suivantes). L'identification des espèces doit être basée sur le *Guide*

*d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*¹ qui est distribué par les Presses de l'Université du Québec. L'identification nécessite des connaissances taxonomiques de base et l'accès à un microscope de qualité. Les cours d'eau de l'Est du Canada comptent plus de 540 espèces de diatomées. Toutefois, l'identification des **186 taxons** les plus abondants est suffisante pour le calcul de l'IDEC, ce qui simplifie les connaissances taxonomiques nécessaires et le temps d'analyse⁹. Le **Laboratoire de recherche sur les bassins versants** de l'Université du Québec à Trois-Rivières peut assister les organisations qui désirent utiliser l'IDEC (voir l'adresse à la fin de ce document). Le Laboratoire peut, selon les besoins, définir les objectifs d'un programme de suivi, planifier une stratégie d'échantillonnage, effectuer les analyses en laboratoire et interpréter les résultats en fonction des caractéristiques du bassin versant étudié. Le Laboratoire peut en outre conseiller les intervenants dans le choix des interventions à effectuer afin d'améliorer la qualité de l'eau d'un bassin versant.



Le *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*¹ est le résultat d'une vaste étude, plus de 600 échantillons ayant été prélevés dans plus de 100 rivières. La majorité des diatomées benthiques susceptibles d'être rencontrées dans les rivières du

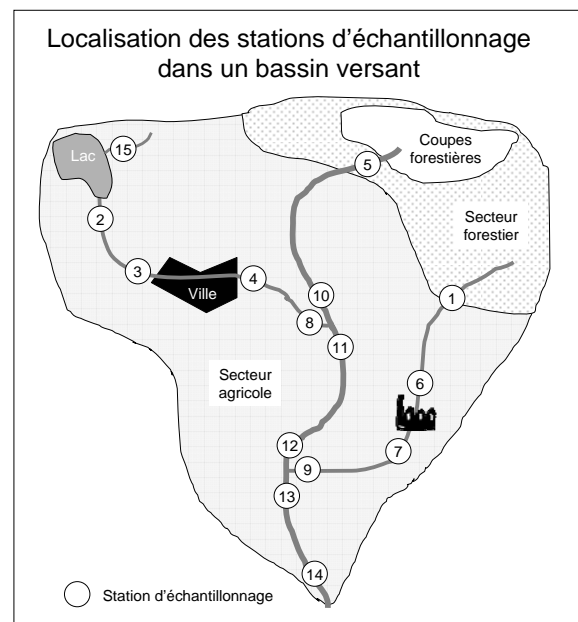
Québec, de l'Ontario, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard sont illustrées dans cet ouvrage. La première partie du Guide présente quelques notions de base sur la morphologie et l'écologie des diatomées ainsi que les techniques d'échantillonnage, de traitement et d'analyse. La seconde partie comporte un guide d'initiation à la taxonomie des diatomées et 68 planches contenant plus de 2000 photographies prises au microscope. Les planches taxonomiques illustrent les 540 taxons observés dans les cours d'eau de l'Est du Canada. Le guide est distribué par les Presses de l'université du Québec.

(<http://www.puq.ca/fr/>)

Où échantillonner?

Dans un contexte idéal, les stations d'échantillonnage devraient être localisées aux endroits suivants (les nombres entre parenthèses réfèrent à la figure ci-dessous):

- À l'**amont** de chacune des branches principales, dans un secteur qui, si possible, n'est pas ou est peu altéré par les activités humaines (1). Ces stations pourront éventuellement servir de **référence** pour évaluer quel est le niveau d'intégrité écologique auquel on peut s'entendre dans le cas où le bassin versant serait restauré. Si le bassin versant chevauche plus d'une **écorégion** ou s'il existe une grande variété de formations géologiques et de dépôts de surface, une station de référence devrait idéalement être sélectionnée pour chacune de ces entités territoriales. Bien que l'IDEC ait été développé en tenant compte des conditions de référence présentes au Québec, il est préférable d'évaluer quelles sont les **conditions de référence locales** en sélectionnant des stations de référence appropriées.



- À l'**exutoire des lacs** (2) et des milieux humides. Lorsqu'un lac est mésotrophe ou eutrophe, il est intéressant de connaître quelle est sa contribution à la dégradation des cours d'eau en aval. Il est possible qu'un lac eutrophe exporte une partie de ses nutriments via son exutoire, ce qui abaissera la valeur de l'IDEC. Mais il est également possible que l'ensemble des nutriments d'un lac eutrophe soit recyclé à l'intérieur du lac lui-même; l'IDEC affichera dans ce cas une valeur élevée à l'exutoire. Les milieux humides peuvent également être des zones de forte productivité, exportatrices de nutriments. Il est préférable, dans tous les cas, d'éviter d'utiliser les exutoires de lacs et de milieux humides comme stations de référence, puisque ces milieux ne sont pas nécessairement représentatifs des autres écosystèmes du bassin versant. Il faut également se rappeler que l'IDEC fut conçu pour effectuer le suivi des cours d'eau, et non des lacs et des étangs. L'IDEC peut par contre être utilisé pour effectuer le suivi des tributaires d'un lac (15).
- En **amont et en aval** des principales sources de pollution des cours d'eau. L'approche amont-aval permet d'évaluer l'**impact d'une source de pollution** ponctuelle ou l'impact d'un secteur du bassin versant. Les sources potentielles de perturbation peuvent être, entre autres, une municipalité (3-4), des coupes forestières (5), une usine (6-7) ou une pisciculture. Dans le cas d'une source ponctuelle, il est souvent utile de connaître la localisation exacte de l'**effluent**, afin de bien localiser la station d'échantillonnage. Il faut cependant être conscient que l'impact d'un effluent varie selon la distance et le comportement du panache. Selon l'hydrodynamique du cours d'eau, il est possible qu'une station d'échantillonnage soit à l'extérieur de la zone d'influence du panache de l'effluent. Il est ainsi généralement prudent de localiser la station d'échantillonnage à quelques centaines de mètres, selon la taille du cours d'eau, en aval de l'effluent afin de s'assurer que le panache ait eu le temps de se diluer et que l'on mesure ainsi l'impact sur l'ensemble du cours d'eau récepteur. Il peut également être utile de localiser une station en amont et en aval d'une source de pollution diffuse. Il peut, par exemple, s'agir d'une zone dans laquelle il y a une forte densité d'installations septiques ou un secteur comportant une forte densité de cultures.
- En **aval des tributaires** (8-9). Une station située en aval d'un tributaire, avant sa confluence, permet d'évaluer l'impact de l'ensemble du sous-bassin sur le cours d'eau principal. La station doit toutefois être située à une certaine distance en amont de la confluence afin d'éviter l'influence du refoulement des eaux du cours d'eau principal. La distance à respecter dépendra de la taille du tributaire, des niveaux de crues et éventuellement de la marée.
- En **amont et en aval des confluences** (10 à 13). L'approche amont-aval permet d'évaluer l'impact des tributaires sur le cours d'eau principal. Il faut, une fois de plus, tenir compte de la dispersion du panache créé par les eaux du tributaire dans le cours d'eau récepteur. Selon la taille du cours d'eau, il faut parfois quelques centaines de mètres et même quelques kilomètres avant que le panache se soit dilué dans le cours d'eau récepteur.
- En **aval du bassin versant** (14). Une station située en aval du bassin versant permettra d'évaluer l'état de l'écosystème aquatique à cet endroit en tenant compte de l'ensemble des activités humaines présentes en amont. La station doit toutefois être située à une certaine distance en amont de la confluence afin d'éviter l'influence du refoulement des eaux du cours d'eau

récepteur. La distance à respecter dépendra de la taille du cours d'eau, des niveaux de crues et éventuellement de la marée.

La validité des résultats obtenus dépendra de la qualité du plan d'échantillonnage. Un bon plan d'échantillonnage doit permettre, autant que possible, de distinguer l'impact de chacune des sources potentielles de pollution. Imaginons, par exemple, que vous localisiez une station d'échantillonnage en aval d'une ville, en négligeant de localiser une station en amont. L'impact que vous mesurerez dépendra-t-il de la ville ou des cultures en amont de la municipalité ? Cet exemple met en lumière la nécessité de définir quels sont les objectifs du programme de suivi et d'élaborer un plan d'échantillonnage en conséquence.

Quand et comment échantillonner ?

L'idéal est de prélever deux échantillons par année entre le **début juillet et la fin septembre**. Il faut éviter d'échantillonner dans la semaine suivant des précipitations importantes.

Le prélèvement des diatomées peut être effectué dans tous les types de cours d'eau à condition de respecter les recommandations suivantes :

- Choisir de préférence un tronçon d'**eau vive** afin d'éviter de prélever une grande quantité de matériel sédimenté, de diatomées mortes et de diatomées d'origine planctonique. Les cours d'eau stagnant peuvent néanmoins être échantillonnés en absence d'eau vive.
- Choisir de préférence un site d'échantillonnage **ensoleillé**. Les zones ombragées peuvent néanmoins être échantillonnés en absence de sites à découvert.

- S'il y a un pont ou une retenue d'eau (barrage) à proximité du site, échantillonner en **amont du pont** ou en aval du barrage.
- Tenir compte des **rejets ponctuels** qui peuvent modifier les conditions locales (drains agricoles, fossés de route, égouts pluviaux, effluents, etc).
- Choisir un **substrat rocheux**. Éviter les substrats en bois.
- En absence de substrats rocheux, il est possible d'**introduire des roches** dans le cours d'eau. Il faut ensuite attendre un minimum d'un mois avant d'échantillonner les diatomées. Il est préférable d'introduire des roches qui proviennent du bassin versant. Il est recommandé d'introduire au moins cinq roches sur une distance d'environ 50 m. Les roches doivent être d'une taille suffisante pour ne pas rouler dans le courant.

Le prélèvement des diatomées est réalisé selon les étapes suivantes :

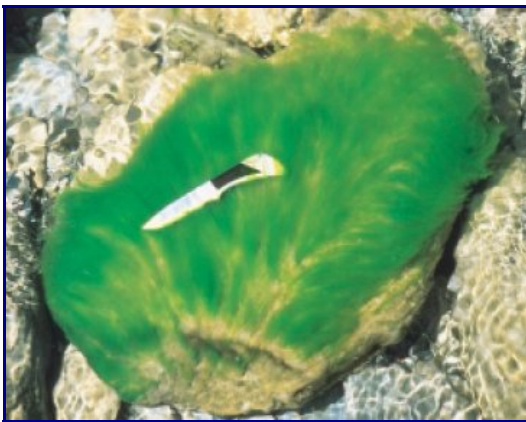
- Prélever un **échantillon composite** d'environ **5 roches** en grattant, à l'aide d'une brosse à dent, le tapis d'algue (biofilm) accumulé sur la surface des roches. Éviter les roches recouvertes de longues algues filamenteuses. Si possible, les substrats doivent être délicatement retirés de l'eau afin d'éviter toute perte d'algues. La profondeur d'échantillonnage doit varier entre 20 et 60 cm, selon la turbidité (transparence) de l'eau et le niveau de l'eau. Il est important de s'assurer que le substrat n'ait pas été exondé (en contact avec l'air) au cours d'une période d'étiage (bas niveau d'eau) dans les semaines précédant l'échantillonnage. Les 5 roches peuvent être prélevées sur une distance d'environ 50 m. De nombreuses études ont démontré qu'il n'est pas utile de prélever un grand nombre de substrats sur des zones plus

vastes (quelques centaines de mètres). Les indices donnent en effet des résultats similaires puisque les communautés répondent d'abord à la physico-chimie de l'eau¹⁰.

- Déposer le matériel prélevé dans un contenant avec un peu d'eau de la rivière. **Rincer** et frotter vigoureusement la brosse à dent entre les échantillonnages afin d'éviter la contamination. Préserver les échantillons avec du **Lugol** et garder au frais (4°C) et dans l'obscurité jusqu'au moment du traitement en laboratoire.



Échantillonnage du tapis d'algues (biofilm) accumulé sur la surface des roches.



Il est préférable d'éviter d'échantillonner les roches recouvertes de longues algues filamenteuses. (photo Biggs et Kilroy, 2000)¹¹

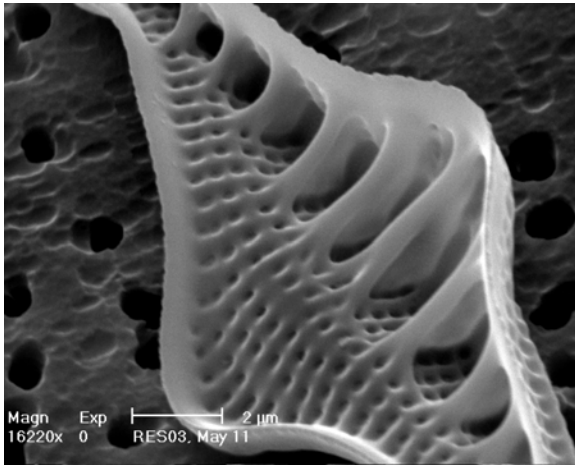
Choix de la profondeur d'échantillonnage en fonction du niveau apparent et de la transparence de l'eau.

Niveau de l'eau	Transparence élevée	Transparence faible
Faible	30 cm	20 cm
Élevé	60 cm	40 cm

Comment effectuer le suivi d'un programme de restauration ?

Dans le cadre d'un programme de restauration d'une rivière et de son bassin versant, le calcul de l'IDEC avant et après les interventions permet de mesurer l'impact réel du programme de restauration sur la qualité de l'eau en général et sur le niveau d'eutrophisation en particulier. Afin que le suivi soit valide, il est souhaitable de tenir compte de la **variabilité intra-saisonnière** et **inter-annuelle**. Il est recommandé de procéder à deux échantillonnages par année, entre juillet et septembre, sur une période de **2 à 3 ans** afin de caractériser le site avant les interventions de restauration ou au tout début du programme. L'opération pourra être répétée quelques années après les interventions afin de mesurer les progrès réalisés. Un test statistique peut ensuite être effectué pour vérifier si la moyenne des échantillons prélevés avant la restauration est significativement différente de la moyenne des échantillons prélevés après la restauration.

Les variations de l'IDEC de 5 points et moins ne sont pas significatives en milieu naturel⁸. Les variations de 5 points et moins sont associées à la **variabilité naturelle** qui peut exister sur les substrats d'un même tronçon de rivière et à la variabilité induite par l'échantillonnage, les manipulations en laboratoire et les erreurs d'identification. On doit donc tenir compte de cette source de variabilité dans l'interprétation des résultats. D'un point de vue pratique, seules les variations dans les valeurs de l'IDEC de **plus de 5 points** peuvent être attribuées à une amélioration ou une détérioration de la qualité de l'eau.



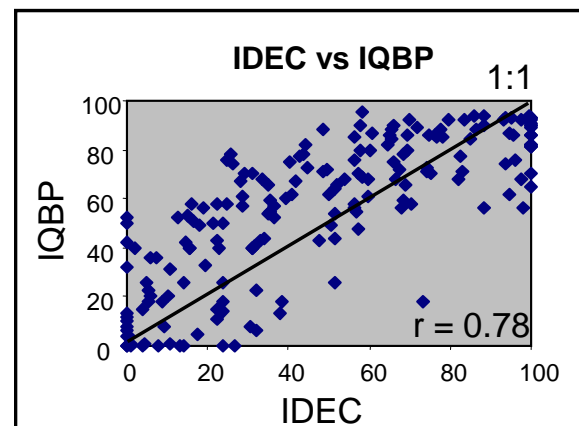
Les détails morphologiques de la coquille de verre (frustule) d'une diatomée. Image prise au microscope électronique avec un grossissement de 16 220x.

Il faut être conscient que la restauration d'une rivière est un **processus à long terme** qui exige des efforts soutenus. On peut considérer en général que le passage d'une classe inférieure à une classe supérieure de l'IDEC est en soit un objectif ambitieux.

Les classes de l'IDEC ont en effet été délimitées à partir de **seuils écologiques**⁵. Le passage d'une classe à l'autre signifie que des changements importants se sont produits dans l'écosystème qui ont eu pour effet de modifier en profondeur la communauté de diatomées. Ainsi, le passage à une classe supérieure ne se produira que si la qualité de l'eau s'est améliorée de façon substantielle. Au Québec, en milieu urbain ou de villégiature, le changement de classe nécessitera en général que des améliorations soient apportées aux systèmes de traitement des eaux usées (domestiques ou municipales) et à la gestion des engrais domestiques. En milieu agricole, une meilleure gestion des intrants agricoles et un meilleur contrôle du ruissellement et de l'érosion des sols seront incontournables.

Quelle est la différence entre l'IDEC et l'IQBP ?

L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) est utilisé par le ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs pour le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec. Cet indice est basé sur des descripteurs de la qualité de l'eau tels que la demande biochimique en oxygène, les matières en suspension, le phosphore et les coliformes fécaux¹². Les valeurs de l'IDEC et de l'IQBP furent comparées pour les stations de suivi du Réseau-rivières du ministère entre 2002 et 2003. L'IDEC est corrélé de façon significative avec l'IQBP ($r = 0,78$; $p < 0,05$).



On note toutefois une bonne variabilité dans cette corrélation. Les valeurs de l'IDEC élevées (~100) sont parfois associées à des valeurs d'IQBP plus faibles (~70). Cette situation se présente surtout dans le cas où le descripteur limitant de l'IQBP est la concentration en matières en suspension, ce facteur affectant moins les diatomées. Mais on constate surtout l'inverse, c'est-à-dire que les valeurs de l'IDEC sont souvent plus faibles que les valeurs de l'IQBP (la majorité des points étant situés au-dessus de la droite 1:1 dans le graphique ci-dessus). L'IDEC serait donc plus sévère dans son évaluation de la qualité de l'eau. Cette situation peut être attribuable à la distinction entre un suivi basé sur la

physico-chimie de l'eau et un biosuivi. L'objectif d'un biosuivi est de détecter et de mesurer l'impact des activités humaines sur les communautés aquatiques, incluant entre autre, mais pas exclusivement, l'impact de la physico-chimie de l'eau. Le biosuivi doit permettre de mesurer le degré d'altération des communautés aquatiques et fournir une mesure de la « distance écologique » qui sépare les communautés altérées des communautés de référence.

Les indices sont donc complémentaires. En plus d'être un indicateur d'eutrophisation et d'enrichissement en matières organiques, le biosuivi basé sur les diatomées permet également d'évaluer l'effet de :

- la variation temporelle des concentrations en nutriments;
- la biodisponibilité des nutriments;
- l'interaction et les ratios entre les nutriments;
- l'effet combiné de différents contaminants

Le suivi physico-chimique et bactériologique (IQBP) permet quant à lui de préciser le type d'altération, d'évaluer le respect des critères de qualités de l'eau et de calculer les bilans de masse lorsque le débit est mesuré.

Les invertébrés et les diatomées : des indicateurs complémentaires

Les algues, les invertébrés et les poissons répondent aux changements environnementaux à différentes échelles temporelles et spatiales en raison de leur cycle de vie, leur physiologie et leur mobilité. Il est donc fondamental de bien comprendre les exigences écologiques propres à chaque type d'organisme, car ils diffèrent dans leur sensibilité à différents types de pollution et dans leur temps de réponse. Triest et ses collaborateurs¹³ ont comparé les résultats

d'un biosuivi effectué à partir des diatomées et des invertébrés sur des cours d'eau recevant différents types de pollution (agricoles, urbains et industriels) en Belgique. Ils en conclurent que les producteurs primaires, tels les diatomées, étaient plus aptes à détecter l'enrichissement en nutriments, la distribution des diatomées étant principalement expliquée par le phosphore. Les invertébrés intégraient mieux les conditions générales du cours d'eau, leur distribution étant surtout corrélée avec l'oxygène dissous.

Soininen et Könönen¹⁴ parvinrent à des résultats similaires dans des rivières de la Finlande. La distribution des espèces de diatomées était contrôlée par la conductivité et le phosphore, alors que la distribution des invertébrés était reliée à des paramètres physiques, à la conductivité et au pH.

Enfin, dans les rivières du Québec, Boissonneault¹⁵ démontra également que les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* sont plus influencés par les perturbations de l'habitat, alors que les diatomées sont plus influencées par les perturbations concernant la physico-chimie de l'eau.

En résumé, les bioindicateurs seraient plutôt complémentaires. Les diatomées sont particulièrement sensibles à des enrichissements en nutriments, alors que les invertébrés benthiques sont davantage sensibles à la qualité de l'habitat et aux déficits en oxygène. Les diatomées sont des indicateurs de pollution à court terme (environ un mois) en raison de leur cycle de vie court, alors que les invertébrés benthiques sont des indicateurs à plus long terme (quelques mois ou une année). Les communautés de diatomées sont peu influencées par les caractéristiques physiques du cours d'eau, alors que les invertébrés benthiques sont de bons indicateurs de la qualité de l'habitat. Les diatomées peuvent par contre être utilisées

aussi bien en ruisseau qu'en grande rivière avec le même protocole et sans que la réponse de l'indice en soit affectée, ce qui est plus difficilement réalisable dans le cas des invertébrés. De plus, les indices diatomées sont plus sensibles que les indices basés sur les invertébrés benthiques dans les gammes de pollution moyenne à faible¹⁶. Les invertébrés présentent toutefois l'avantage de permettre le suivi volontaire des cours d'eau, les intervenants locaux, non spécialisés, pouvant eux-mêmes identifier les organismes les plus fréquemment rencontrés¹⁷.

La biomasse et la diversité des diatomées ne sont pas de bons indicateurs de la qualité de l'eau

Cette mise au point est nécessaire puisque la biomasse et la diversité sont souvent utilisées dans le cas des invertébrés. La biomasse algale est déterminée par le pool des colonisateurs d'origine et par l'interaction de la lumière, de la température et de la disponibilité des nutriments, mais également par le régime des perturbations, principalement les **crues** importantes et le **broutage** par les invertébrés. Une telle influence des facteurs physiques rend peu efficace l'utilisation de la biomasse comme indicateur des conditions chimiques aquatiques.

De plus, la relation entre la diversité des peuplements algaux et le degré de pollution n'est pas simple. En effet, la pollution n'est pas le seul facteur susceptible d'agir sur la diversité des communautés d'algues, car tout facteur limitant peut avoir un effet analogue, comme c'est fréquemment le cas pour l'acidité de l'eau ou la vitesse du courant. Ainsi, les indices de diversité faibles ne s'observent pas seulement en cas de pollution grave, mais aussi dans les milieux naturels où l'un ou l'autre des facteurs écologiques est limitant. C'est notamment le cas sur le Bouclier canadien où les communautés de diatomées des cours d'eau non pollués sont dominées par

un **petit nombre d'espèces acidophiles**. De plus, les processus de remplacement d'espèces interviennent au sein des peuplements algaux, de sorte qu'une diminution de la qualité de l'eau ne se traduit pas nécessairement par une diminution de la diversité spécifique. Il a été observé par plusieurs chercheurs qu'une augmentation de la pollution mène, dans un premier temps, à une augmentation de la richesse et de la diversité des taxons selon l'accroissement de l'hétérogénéité des ressources; puis, dans un deuxième temps, les taxons sensibles à la pollution disparaissent, et des espèces tolérantes peuvent dominer. Ainsi, au Québec, on observe souvent que **les communautés de diatomées des cours d'eau eutrophes sont plus diversifiées que celles des cours d'eau oligotrophes**³.

L'étude des peuplements algaux nécessite donc l'adoption de méthodes quantitatives visant à estimer le développement absolu ou relatif de chaque taxon¹⁸. L'**abondance relative** fournit une évaluation précise de l'importance d'une espèce dans un peuplement algal, sans être modifiée outre mesure par les perturbations physiques. C'est pour cette raison que l'IDEC est basé sur la structure des communautés de diatomées, c'est-à-dire l'abondance relative de chaque taxon, et non pas sur la biomasse ou la diversité. L'IDEC varie donc peu en fonction des fluctuations de débit ou du broutage, puisque les espèces résistantes aux courants ou non sélectionnées par les brouteurs ont des tolérances aux nutriments semblables aux espèces qui étaient présentes avant la perturbation.

Vers la définition d'un biocritère IDEC ?

Le respect de l'intégrité écologique des cours d'eau est devenue une préoccupation mondiale. Ce principe est de plus en plus intégré au cœur des politiques environnementales, telles que le **Clean**

Water Act (CWA)¹⁹ aux États-Unis et la **Directive Cadre Européenne** sur l'eau (DCE)²⁰. À la fin des années 70, le CWA stipulait que les états américains «...doivent restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux de la nation». En 2000, la **Directive Cadre Européenne** exigeait aux états membres d'atteindre, d'ici 2015, un «bon état général» pour les eaux souterraines et les eaux superficielles. Au Québec, en novembre 2002, le gouvernement adoptait une **Politique nationale de l'eau**²¹. Cette politique soulignait l'importance d'améliorer l'efficacité de l'intervention en matière de dépollution des cours d'eau. Enfin, la **Loi 118 sur le développement durable**²², adoptée en 2006 par le gouvernement du Québec, stipulait que tout développement ou activité doit être réalisé dans le «respect de la capacité de support des écosystèmes».

La mise en œuvre du CWA et de la DCE a eu pour effet d'initier le développement d'outils de gestion permettant de rendre compte de l'état de santé des écosystèmes aquatiques, d'identifier des objectifs de restauration et d'effectuer le suivi des interventions. Au Québec, le développement d'outils de gestion fiables, notamment pour le suivi de la pollution diffuse agricole, représente un enjeu important puisque la **Politique nationale de l'eau** et la **Loi 118** visent, entre autres, à intensifier l'assainissement agricole.

Les pays européens ont une longue tradition dans le développement et l'utilisation d'indices de diatomées pour le suivi biologique et l'évaluation de la santé des écosystèmes aquatiques. Depuis les années 1970, plusieurs indices ont été développés dont les plus populaires sont l'Indice de Polluo-Sensibilité (IPS)²³, l'Indice Biologique Diatomée (IBD)²⁴, l'Indice Trophique Diatomée (TDI)²⁵ et l'Indice Sladeczek (SLA)²⁶. Les indices diatomées sont utilisés en routine dans plusieurs pays européens. L'indice français IBD a fait l'objet d'une norme AFNOR garantissant sont

application uniformisée sur le territoire français²⁷.

Au Québec, l'indice IDEC serait un outil adapté pour le développement éventuel de biocritères. La limite entre les classes A et B marque le passage d'une communauté de référence (A) à une communauté qui présente les premiers signes d'altération (B). La classe A ne représente sans doute pas un objectif de restauration réaliste pour les cours d'eau en milieu agricole. La classe B est un objectif plus réaliste similaire au « bon état » défini par la **Directive Cadre Européenne**. La limite entre les classes C et D devrait représenter le seuil à ne pas dépasser. Les cours d'eau affichant la cote D, qui est associée un stade avancé d'eutrophisation, devrait faire l'objet d'une attention particulière et devrait être priorisés dans le cadre des efforts de restauration.



Le contenu cellulaire d'une diatomée vivante.

Références

1. Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. (2008). **Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada**. Presses de l'Université du Québec, 241 p. et 68 planches taxonomiques (ISBN 978-2-7605-1557-4).
2. Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P. (2006). **A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis**. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1793-1811.
3. Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S. et Lek, S. (2006). **Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses**. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 2087-2106.
4. Grenier, M., Lek, S., Rodriguez, M.A., Rousseau, A.N., et Campeau, S. **Predicting diatom reference biotypes in Québec (Canada) streams using classification trees, Random Forest and neural networks**. Soumis pour publication à la revue *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
5. Grenier, M., Lavoie, I., Rousseau, A.N. et Campeau, S. **Defining meaningful ecological thresholds to determine class boundaries in bioassessment tools**. En préparation.
6. Cattaneo A. et Prairie Y.T. (1995) **Temporal variability in the chemical characteristics along the Rivière de l'Achigan: how many samples are necessary to describe stream chemistry?** *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52 : 828–835.
7. Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G. et Dillon, P.J. (2008). **Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality?** *Freshwater Biology*, 53: 827-841.
8. Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodriguez, M.A. et Campeau, S. **Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters**. Soumis pour publication à la revue *Freshwater Biology*.
9. Lavoie, I., Dillon, P. et Campeau, S. (2009). **The effect of excluding diatom taxa and reducing taxonomic resolution on multivariate analysis and stream bioassessment**. *Ecological Indicators*, 9: 213-225.
10. Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.-C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M.-A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F. et Rumeau, A. (2002). **Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90–354): results of an intercomparison exercise**. *Journal of Applied Phycology*, 14: 27-39.
11. Biggs, B.J.F. et Kilroy, C. (2000). **Stream Periphyton Monitoring Manual**. NIWA. Prepared for the New Zealand Ministry for the Environment, 120 p.
12. Hébert, S. (1997). **Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec**. Ministère de l'Environnement et de la faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq no ENV/970102, 20 p.
13. Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. et De Pauw, N. (2001). **Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium)**. *Aquatic Ecology*, 35: 183-194.
14. Soininen, J. et Könönen, K. (2004). **Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure**. *Aquatic Ecology*, 38: 63-75.
15. Boissonneault, Y. (2006). **Le suivi écologique des rivières au Québec : comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques**. Mémoire de maîtrise en Sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 97 p.
16. Berryman, D. et Richard., Y. (1992) **Compte rendu d'une mission scientifique en France et en Belgique sur les indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau**. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité des cours d'eau. ENVIRODOQ EN920264, 45 p.
17. Moisan, J. (2006). **Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds**. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 83 p.
18. Lavoie, I., Campeau, S., Fallu, M.-A., et Dillon, P. (2006). **Diatoms and biomonitoring: should**

cell size be accounted for? *Hydrobiologia*, 573: 1-16.

19. **Clean Water Act** (1977). 33 U.S.C. 1251 et seq.
20. Commission européenne (2000). **Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau**. *Journal Officiel*, L327, 22/12/2000.
21. Ministère de l'Environnement (Québec) (2002). **Politique Nationale de l'eau**. Envirodoq ENV/2002/0310, 94 p.
22. Assemblée Nationale (2006). **Loi sur le développement durable** (118). Éditeur officiel du Québec, 19 p.
23. Cemagref (1982). **Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux**. Rapport Q.E.Lyon-A.F.Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 p.
24. Lenoir, A. et Coste, M. (1996). **Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network**. In Whitton, B. A. et Rott, E. (Eds.), *Use of Algae for monitoring rivers II*, Innsbruck Austria 17-19 Sept. 95, Studia Student. G.m.b.H. 29-43.
25. Kelly, M.G. et Whitton, B.A. (1995). **The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers**. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
26. Sladeczek, V. (1973). **System of water quality from the biological point of view**. *Arch. Hydrobiol.*, 7: 1-218.
27. AFNOR (2000). **Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique diatomées (IBD)**. Norme NFT90-354, 63 p.



Une colonie incluant quelques dizaines de diatomées vivantes attachées au substrat par un pédoncule.

Citation :

Campeau, S., Lavoie, I., Grenier, M., Boissonneault, Y. et Lacoursière, S., 2009. **Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC**. Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC). Université du Québec à Trois-Rivières, 18 p.

Stéphane Campeau, Ph.D.
Isabelle Lavoie, Ph.D.
Martine Grenier, M.Sc.
Yann Boissonneault, M.Sc.
Sophie Lacoursière, M.Sc.

Laboratoire de recherche sur les bassins versants
Section de géographie
Université du Québec à Trois-Rivières
3351, boul. des Forges
C.P. 500, Trois-Rivières
Québec, Canada, G9A 5H7
Tel: (819) 376-5011, poste 3685
stephane.campeau@uqtr.ca