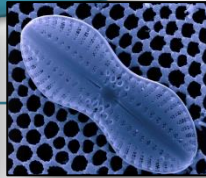
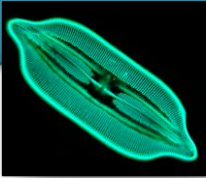


Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC



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

(version 3)

Les algues sont des indicateurs de la qualité de l'eau des rivières

Les diatomées sont des **algues unicellulaires**, d'une teinte généralement brunâtre, qui tapissent le fond des cours d'eau et des lacs ou qui vivent libres dans la colonne d'eau. Ce tapis brunâtre, qui rend les roches glissantes, est en fait composé de millions de petites cellules microscopiques. Les diatomées forment des communautés diversifiées qui colonisent tous les environnements où il y a présence d'eau, en permanence ou de façon intermittente (mers, rivières, ruisseaux, lacs, milieux humides, sols, glaces, etc.). Chaque roche d'une rivière peut compter plusieurs dizaines d'espèces de diatomées, plus de **540 espèces** ayant été répertoriées dans les rivières de l'Est du Canada¹. Chaque communauté est adaptée à des **conditions spécifiques** de salinité, de pH, de lumière et d'oxygène et à des concentrations spécifiques de matières organiques et de nutriments. La structure d'une communauté de diatomées, c'est-à-dire l'abondance relative de chacune des espèces présentes, fournit ainsi une indication assez précise sur les conditions environnementales prévalant dans une rivière. Une communauté de diatomées **intègre l'ensemble des variations physicochimiques** que subit un milieu aquatique sur une période de quelques semaines. Ainsi, en échantillonnant une rivière et en analysant la structure de sa communauté de diatomées, on peut évaluer quelles sont les conditions environnementales propres à cet écosystème.

Contenu

Les algues sont des indicateurs de la qualité de l'eau des rivières	1
L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)	3
L'IDEC est divisé en trois indices, selon le pH naturel des cours d'eau	4
L'interprétation des valeurs et des classes de l'IDEC	8
Les diatomées intègrent les variations temporelles de la qualité de l'eau ..	11
La charge organique, l'oxygénation et les sels dissous	12
L'impact des métaux sur les communautés de diatomées	12
L'échantillonnage des diatomées est simple et peu coûteux	13
Qui peut utiliser et calculer l'IDEC ?	13
Où échantillonner ?	15
Quand échantillonner et à quelle fréquence ?	16
Comment échantillonner ?	17
Comment effectuer le suivi d'un programme de restauration ?	18
Quel est l'effet des programmes de restauration sur l'IDEC ?	19
Quelle est la différence entre l'IDEC et l'IQBP ?	20
Les invertébrés et les diatomées : des indicateurs complémentaires	20
La biomasse et la diversité sont-elles de bons indicateurs ?	21
La base de données IDEC	22
Références	23
Fiche de terrain	25

Département des sciences de l'environnement

UQTR



Université du Québec
à Trois-Rivières

Citation : Campeau, S., Lavoie, I. et Grenier, M. (2013). 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 (version 3). Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 25 p.

www.uqtr.ca/IDEC

stephane.campeau@uqtr.ca

Révisé le 22 octobre 2013



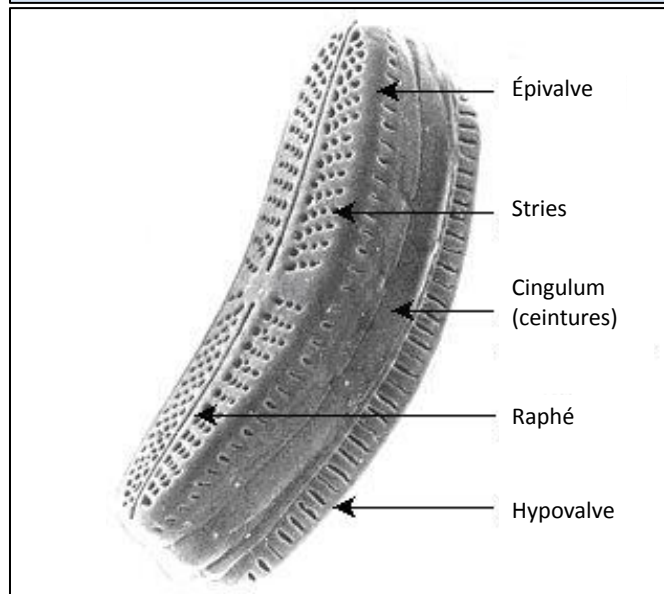
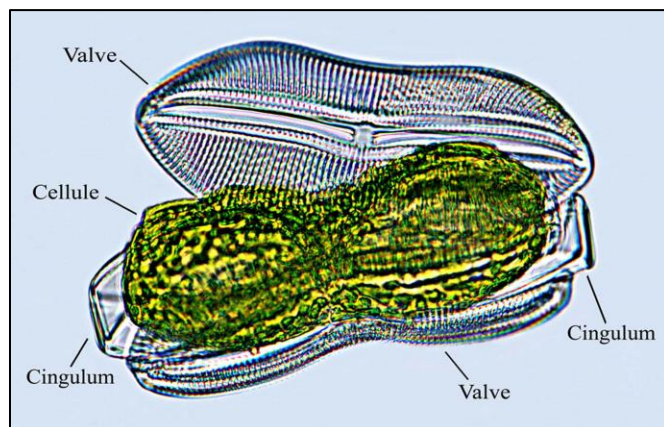
Les **diatomées** sont les algues d'une teinte brunâtre qui tapissent le fond des cours d'eau. La communauté d'une rivière peut contenir plusieurs dizaines d'espèces de diatomées. Plus de **540 espèces** ont été répertoriées dans les rivières de l'Est du Canada¹.

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 épandages de fertilisants agricoles, l'érosion des sols, 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.

Les principales sources de phosphore, d'azote, de matières organiques et de sels dissous

- Les épandages de fertilisants agricoles
 - Les aires d'élevage non étanches
 - L'érosion des sols à nu (labours)
 - Les effluents d'eaux usées municipales
 - Les surverses d'eaux usées municipales
 - Les rejets d'installations septiques
 - Les effluents industriels
 - Le ruissellement des eaux pluviales
 - Les effluents des cultures de canneberges
 - Les effluents de pisciculture
 - Les coupes forestières
 - Certains milieux humides
-

En raison de leur sensibilité aux nutriments et à la matière organique, les diatomées sont un bon indicateur du niveau d'eutrophisation des cours d'eau. **L'eutrophisation** est le résultat de l'enrichissement excessif de l'eau par les éléments nutritifs, ce qui peut provoquer une croissance accélérée des algues et des plantes aquatiques. Cette production accrue s'accompagne d'une plus grande accumulation de sédiments et de matière organique, d'une réduction de l'oxygène dissous dans l'eau et le remplacement d'organismes par des espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions. Dans certains cas, l'épuisement de la quantité d'oxygène peut entraîner la mort des poissons et d'autres espèces.



Ces images furent grossies **1500 fois**. Le **frustule** (coquille) d'une diatomée est composé de deux valves de silice qui protègent le contenu cellulaire tout en laissant passer la lumière. Les valves sont reliées par des ceintures (cingulum). Les valves présentent une **ornementation** (ponctuations, stries, raphé) qui permet les échanges avec l'extérieur de la cellule et qui facilite l'identification des différentes espèces au microscope.

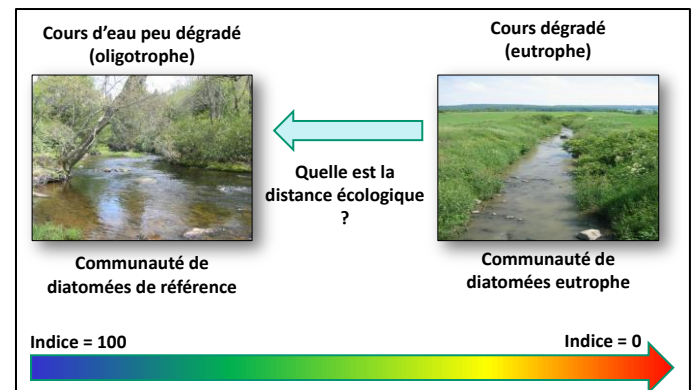
Étant de bons **indicateurs environnementaux**, les diatomées sont utilisées dans le cadre de programme de suivi des milieux aquatiques dans de nombreux pays. Le suivi est réalisé en analysant les préférences écologiques des espèces présentes où à l'aide d'**indices basés sur la structure des communautés**. Dans la plupart des cas, le suivi est réalisé en comparant la communauté d'un milieu pollué ou perturbé avec une communauté comparable dans un **milieu de référence**, non pollué. On mesure ainsi la « distance écologique » séparant un milieu pollué d'un milieu de référence, cette distance étant en fait une mesure semi-quantitative du niveau de pollution ou de dégradation. La connaissance du milieu de référence permet également de fixer des **objectifs de restauration** et de mesurer l'efficacité des programmes de restauration.

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

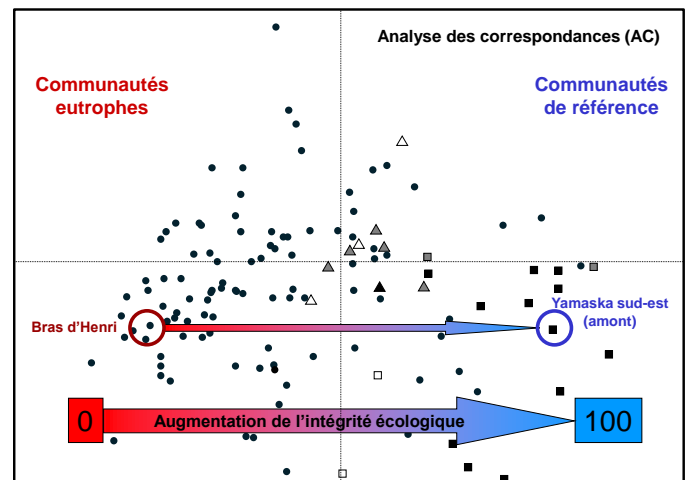
Lorsqu'un rejet pollue un cours d'eau, **la structure de la communauté de diatomées se transforme**. Le nombre de diatomées sensibles à la pollution diminue alors que le nombre de diatomées qui tolèrent la pollution augmente. Si la dégradation du cours d'eau s'accroît, les espèces sensibles disparaissent 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. 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'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. L'échelle de l'indice indique ainsi la distance entre les communautés de diatomées des cours d'eau à l'état naturel, sans aucune pollution, et les communautés des cours d'eau pollués.

La **version 3 de l'IDEC** a été développée à partir de **650 échantillons** provenant de plus de **400 cours d'eau** du Québec et de l'Ontario². Parmi ces échantillons, près de 150 provenaient de cours d'eau de référence, peu ou non pollués. L'échelle de l'indice reflète ainsi toute la gamme des perturbations rencontrées dans les rivières et les ruisseaux de l'Est du Canada. 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.



Les indices d'intégrité biologique, dont l'IDEC, permettent de mesurer la distance d'une communauté par rapport à la **communauté de référence**.



L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) a été développé à partir d'une **ordination des communautés** (analyse des correspondances)². Le premier axe (horizontal) de l'ordination explique le maximum de variance et est associé à un gradient d'eutrophisation. L'échelle de 0 à 100 de l'IDEC est basée sur la **distance écologique** (chi-carré) qui sépare les communautés de diatomées sur le gradient d'eutrophisation. À titre d'exemple, le Bras d'Henri (bassin de la Chaudière) a un IDEC de 22 sur 100 et fait partie des cours d'eau 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, tel que l'amont de la rivière Yamaska Sud-Est.

La **version 3 de l'IDEC** a été développée à partir de la même méthodologie que les **versions antérieures**^{3,4,5,6,7}, mais en utilisant un plus grand nombre d'échantillons et en incluant davantage de stations de référence. Afin que les résultats des différentes versions de l'IDEC soient comparables, tous les résultats obtenus depuis la

création de l'IDEC ont été convertis à la version 3 et sont disponibles sur le site suivant : www.uqtr.ca/IDEC

L'IDEC est divisé en trois indices, selon le pH naturel des cours d'eau

Les diatomées **sont peu influencées par la taille d'un cours d'eau**. 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 et de conductivité**. 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 et les dépôts 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. Trois indices ont donc été développés afin de tenir compte du pH et de la conductivité des rivières en milieu naturel, soit l'**IDEC-Neutre**, l'**IDEC-Alcalin** et l'**IDEC-Minéral**.

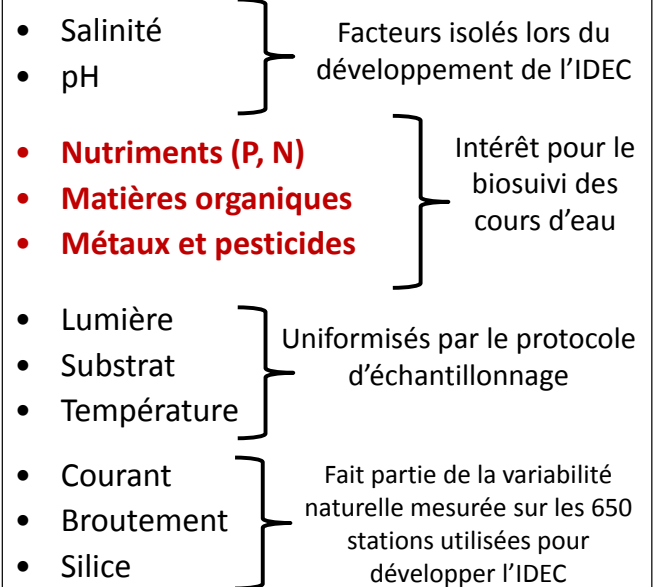


Le choix du sous-indice dépend de la géologie et des dépôts de surface en amont de la station d'échantillonnage. L'**IDEC-Neutre** est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur le Bouclier canadien, où le socle est composé de roches felsiques (ex. : granite). L'**IDEC-Alcalin** est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur des roches sédimentaires (ex. : shale). L'**IDEC-Minéral** doit être utilisé dans les bassins versants où les cours d'eau sont en contact direct avec les roches carbonatées (ex. : calcaire).

Lors de l'application de l'indice dans un programme de suivi, il faut donc choisir entre les trois indices en fonction du **pH et de la conductivité naturels** 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.

Les facteurs environnementaux :



L'IDEC est d'abord un indicateur d'**eutrophisation** (nutriments et matières organiques), les autres facteurs environnementaux ayant été isolés lors du développement de l'indice ou étant uniformisés lors de l'échantillonnage.

Le **Tableau 1** résume les règles de sélection. La **procédure pour choisir le bon indice est la suivante** :

1. **Tracer les limites du bassin versant en amont de la station d'échantillonnage.** Cette opération est effectuée à l'aide d'un système d'information géographique. Il existe aujourd'hui des fichiers numériques contenant les limites des principaux bassins, à partir desquels il est possible de tracer le bassin spécifique d'une station d'échantillonnage. Lorsque le bassin versant d'un cours d'eau est entièrement situé dans une seule et même formation géologique, il n'est pas nécessaire de tracer les limites de son bassin.
2. **Identifier les formations géologiques dominantes et les dépôts de surface** situés dans le bassin versant en amont de la station d'échantillonnage. Alternativement, en Ontario et au Québec, les cartes présentées à la page 7 peuvent être utilisées.
3. **Identifier, à partir du Tableau 1, à quel indice est associée la formation géologique dominante dans le bassin versant.**

4. En général, **le même indice est conservé sur l'ensemble du parcours d'un cours d'eau principal**, même si la géologie diffère en aval. C'est notamment le cas des grandes rivières de la rive nord du Saint-Laurent. Par exemple, l'IDEC-Neutre est utilisé dans la portion aval de la rivière Batiscan, même si celle-ci est située 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. Si la géologie dominante change en aval, et que celle-ci représente plus de 50% de la superficie du bassin de la station d'échantillonnage, il est possible qu'un indice différent soit utilisé en aval. Dans l'est du Canada, certains bassins versants sont ainsi partagés entre deux écorégions. Par exemple, l'IDEC-Neutre peut être utilisé en amont, dans le Bouclier canadien, et l'IDEC-Alcalin utilisé dans les basses terres en aval. Le seuil qui marque le passage d'un indice à l'autre correspond au point où la géologie des basses-terres devient dominante (>50%) dans le sous-bassin de la station d'échantillonnage par rapport à la géologie en amont.

5. Cette analyse doit être réalisée à une échelle assez fine dans le cas des **tributaires**. Il est ainsi possible qu'un indice différent soit utilisé dans un tributaire par rapport au cours d'eau principal, puisque la géologie dominante dans les sous-bassins des stations d'échantillonnage peut différer.

L'attribution du sous-indice se fait généralement sans difficulté. **L'IDEC-Neutre** est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur le **Bouclier canadien**, où le socle est composé de roches felsiques métamorphisées ou non (granite, rhyolite, orthogneiss, tonalite, etc.) et recouvert de dépôts glaciaires ou organiques. En milieu naturel, le pH de ces cours d'eau varie de 6.7 à 7.4 et la conductivité de 27 à 58 $\mu\text{S}/\text{cm}$. L'IDEC-Neutre est également utilisé dans les cours d'eau des basses-terres et des Appalaches s'écoulant en partie dans des **milieux humides**.

L'IDEC-Alcalin est utilisé dans les cours d'eau s'écoulant majoritairement sur des **roches sédimentaires** (shale, siltstone, grès, conglomérat) recouvertes de dépôts glaciaires ou marins. 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. L'IDEC-Alcalin doit également être utilisé dans les cours d'eau du Bouclier canadien s'écoulant sur des **roches intermédiaires ou mafiques** (gabbro, basalte, anorthosite, syénite, diorite) ou du marbre. En milieu naturel, le pH de ces cours d'eau varie de 7.5 à 8.0 et la conductivité de 62 à 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

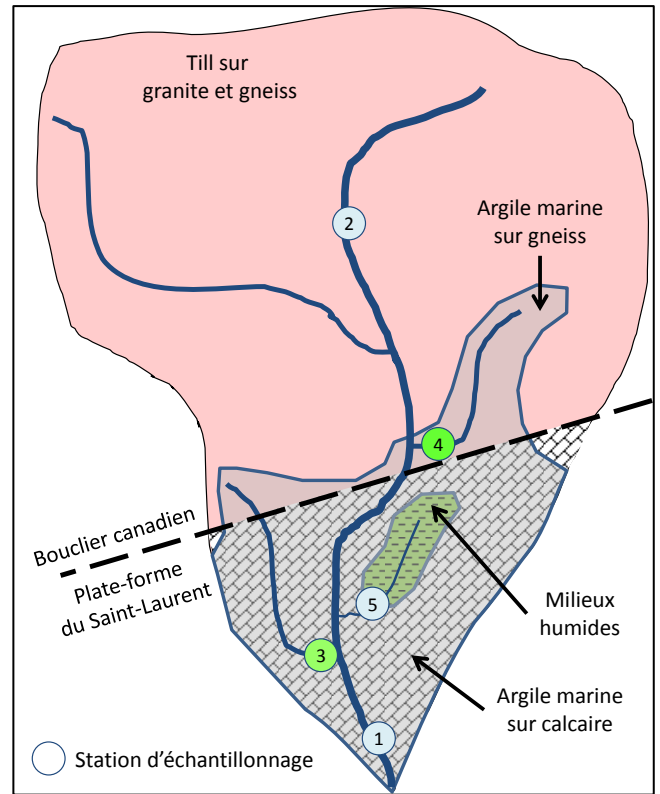
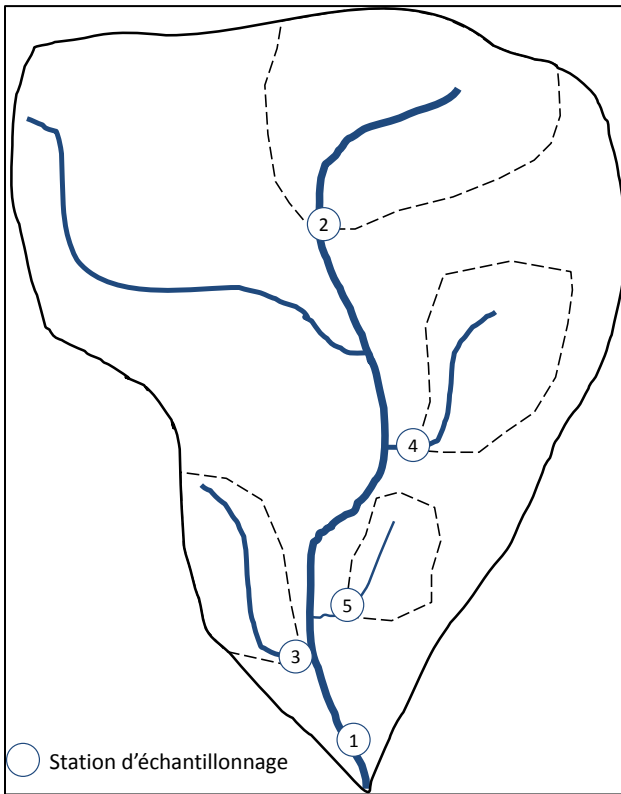
L'IDEC-Minéral doit être utilisé dans les bassins versants où les cours d'eau sont en contact direct avec les **roches carbonatées** (calcaire et dolomie). Ces cours d'eau se trouvent principalement dans le sud de l'Ontario. En milieu naturel, le pH de ces cours d'eau varie de 8.0 à 8.5 et la conductivité de 379 à 533 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



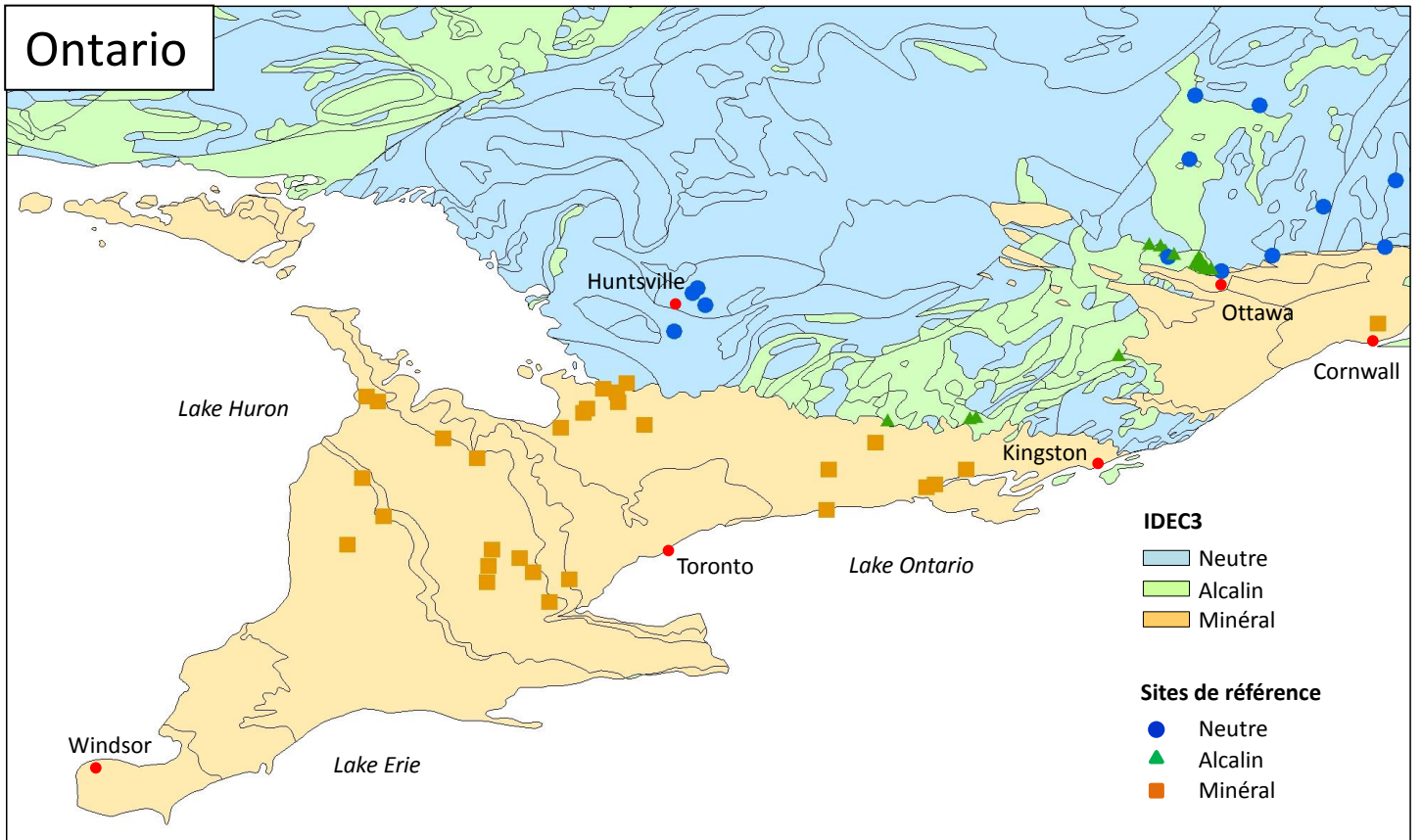
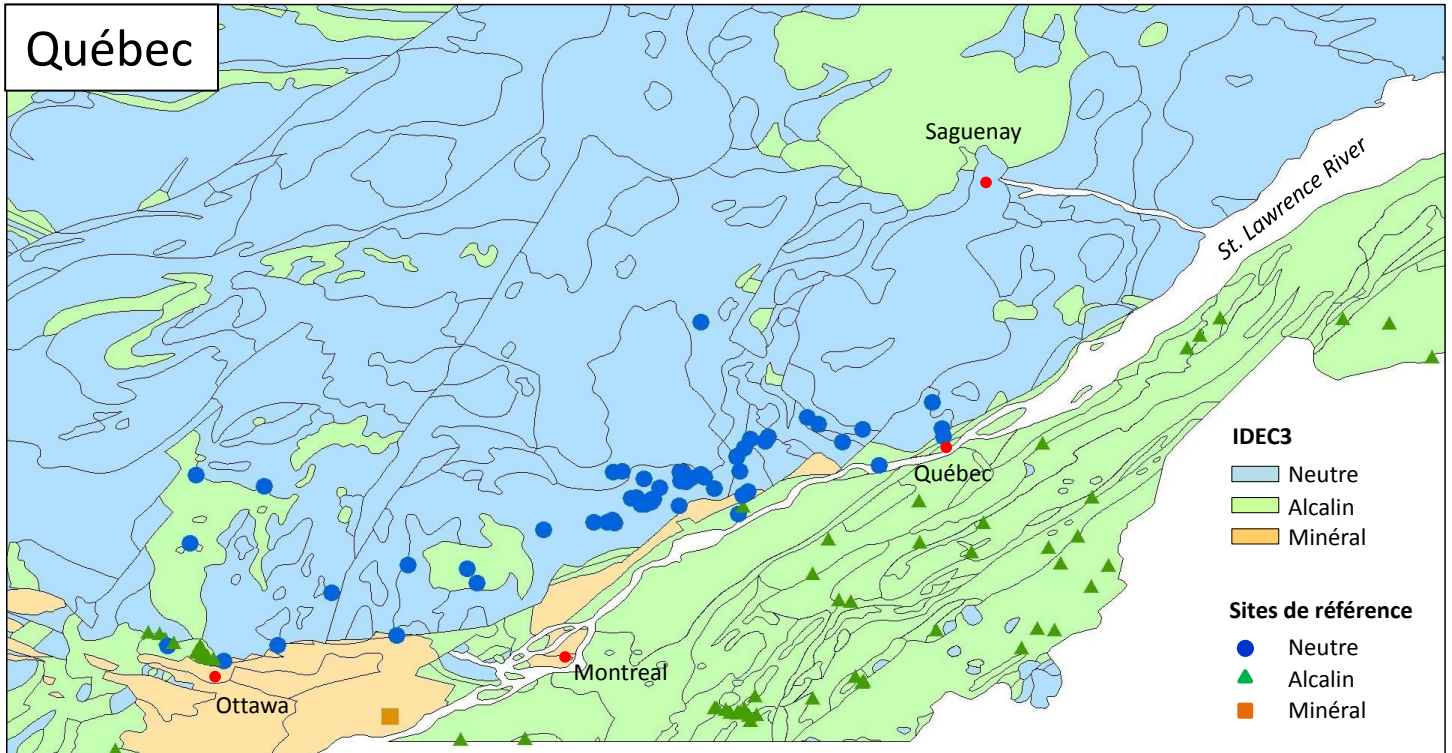
Les diatomées sont d'abord influencées par la physico-chimie de l'eau. L'IDEC est peu influencé par l'habitat d'un cours d'eau. En uniformisant le type de substrats échantillonnés (substrats rocheux), l'IDEC peut être utilisé pour le suivi de tous les types de cours d'eau, des fossés agricoles aux grandes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

Tableau 1. Le choix de l'indice dépend de la **géologie du socle** et des **dépôts de surface** dominants dans le bassin versant en amont de la station d'échantillonnage. En **milieu naturel** ou peu pollué, le **pH** et la **conductivité** des cours d'eau peuvent également permettre de sélectionner l'indice adéquat².

	IDEC-Neutre	IDEC-Alcalin	IDEC-Minéral
pH Stations de référence Médiane (Q ₁ – Q ₃)	7.2 (6.7 – 7.4)	7.8 (7.5 – 8.0)	8.3 (8.0 – 8.5)
Conductivité Stations de référence Médiane (Q ₁ – Q ₃)	40 µS/cm (27 – 58)	104 µS/cm (62 – 150)	447 µS/cm (379 – 533)
Bouclier canadien	<ul style="list-style-type: none"> • Roches felsiques (granite, rhyolite, orthogneiss, tonalite, etc.) • Dépôts fluvioglaciaires ou organiques et tills non carbonatés 	<ul style="list-style-type: none"> • Roches mafiques et intermédiaires (gabbro, basalte, anorthosite, syénite, diorite, etc.) • Marbre • Vallées comblées de dépôts argileux ou limoneux d'origine marine ou lacustre 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas
Basses-terres du Saint-Laurent et Appalaches	<ul style="list-style-type: none"> • Petits bassins versants ayant une forte proportion de milieux humides 	<ul style="list-style-type: none"> • Roches sédimentaires et métasédimentaires (shale, siltstone, grès, conglomérat, etc.) • Dépôts argileux ou limoneux d'origine marine ou lacustre 	<ul style="list-style-type: none"> • Cours d'eau en contact direct avec les calcaires et dolomies. • Ressurgence d'eau marine fossile sous les argiles.
Lake Erie Lowlands, Manitoulin-Lake Simcoe (Ontario)	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne s'applique pas 	<ul style="list-style-type: none"> • Calcaires et dolomies



La **limite du bassin versant** en amont de chaque station d'échantillonnage doit être tracée. Le choix de l'indice dépend de la géologie du socle et des dépôts de surface dominants dans le bassin versant en amont de chaque station d'échantillonnage. L'**IDEC-Neutre** est utilisé aux stations 1 et 2 puisque leur bassin versant est dominé (>50%) par des roches felsiques (granite et orthogneiss). Le même indice est utilisé à la station 5 puisque son bassin est dominé par des milieux humides et que le pH est inférieur à 7. L'**IDEC-Alcalin** est utilisé aux stations 3 et 4 puisque leur bassin versant est couvert d'argile marine.



Il existe **trois communautés de référence** dans l'est du Canada, selon le pH naturel et la conductivité des cours d'eau². Trois indices ont été développés, soit un pour chaque communauté de référence. Les cartes ci-dessus illustrent la localisation des **stations de référence** et la **répartition des indices** selon la géologie du socle et les dépôts de surface. Ces cartes ne sont présentées qu'à titre indicatif. Le choix de l'indice peut varier localement puisqu'il est nécessaire de tenir compte des **caractéristiques de l'ensemble du bassin versant en amont de chaque station d'échantillonnage**.

Au-delà de ces règles de base, **trois situations plus complexes peuvent être rencontrées** :

- Dans le cas des **bassins versants partagés à parts égales entre deux formations géologiques**, il n'est pas toujours aisé de situer le point de transition entre deux indices. La règle du 50% mentionné ci-dessus demeure relativement arbitraire et il est possible qu'elle ne s'applique pas localement. S'il s'agit d'un cours d'eau peu pollué et que des mesures fiables de pH et de conductivité sont disponibles, il est préférable de se fier à celles-ci.
- Les **dépôts de surface** atteignent parfois des épaisseurs considérables. Par exemple, dans les basses-terres du Saint-Laurent, ces dépôts peuvent atteindre une épaisseur de plus de 100 m. Dans ce cas, il est possible que les cours d'eau soient peu influencés par le roc et uniquement par les dépôts. Par exemple, la limite supérieure des **argiles marines de la mer de Champlain** peut atteindre plus de 200 m d'altitude. Ces argiles marines recouvrent par endroit la marge sud du Bouclier canadien. Si on ne se fit qu'à la géologie du roc, l'IDEC-Neutre devrait être utilisé. Toutefois, les argiles marines modifient la physico-chimie des cours d'eau de telle sorte qu'il est préférable d'utiliser l'IDEC-Alcalin. À titre d'exemple, on rencontre cette situation dans la vallée de la rivière Shawinigan, de la rivière des Envies (près de Saint-Tite) et au lac Saint-Jean. D'autre part, les argiles marines empêchent certains cours d'eau d'être en contact permanent avec les calcaires des basses-terres du Saint-Laurent, ce qui fait en sorte que l'IDEC-Alcalin est utilisé dans ces cours d'eau, au lieu de l'IDEC-Minéral.
- Les **milieux humides** peuvent modifier localement la physico-chimie des cours d'eau, particulièrement dans le cas des petits bassins. Cette situation présente deux problèmes. Le premier consiste à déterminer jusqu'où ces milieux humides, qui peuvent parfois abaisser le pH des cours d'eau, ont une influence en aval. Deuxièmement, ces milieux humides ne sont souvent pas des références pour le reste du bassin versant. Les conditions physico-chimiques à la sortie des milieux humides ne sont pas nécessairement représentatives des conditions de référence qui prévalaient dans les cours d'eau d'un bassin versant, puisque que la végétation, le type de sols et le drainage diffèrent passablement

entre les milieux humides et le reste du bassin versant.

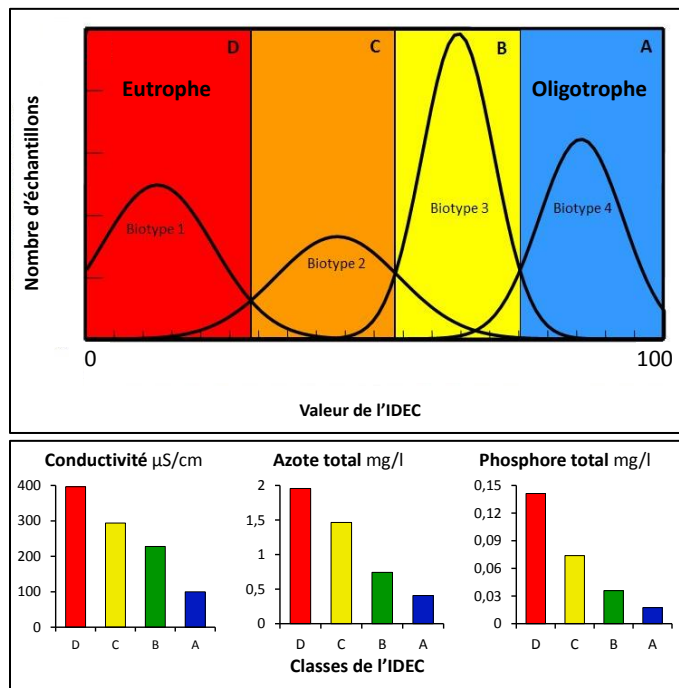
Dans le cas des programmes de suivi impliquant l'échantillonnage de plusieurs stations dans un bassin versant, il est toujours judicieux d'inclure **des stations de référence représentatives des conditions rencontrées**. Le fait d'inclure de nouvelles stations de référence dans un programme de suivi peut faciliter le choix des indices. Il est également toujours plus intéressant pour les utilisateurs de comparer les stations dégradées de leur bassin versant avec des stations de référence à proximité. Il est toutefois parfois difficile de trouver des stations de référence dans les zones très développées et cet exercice n'est pas obligatoire étant donné que l'IDEC inclut de façon intrinsèque un grand nombre de stations de référence.

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

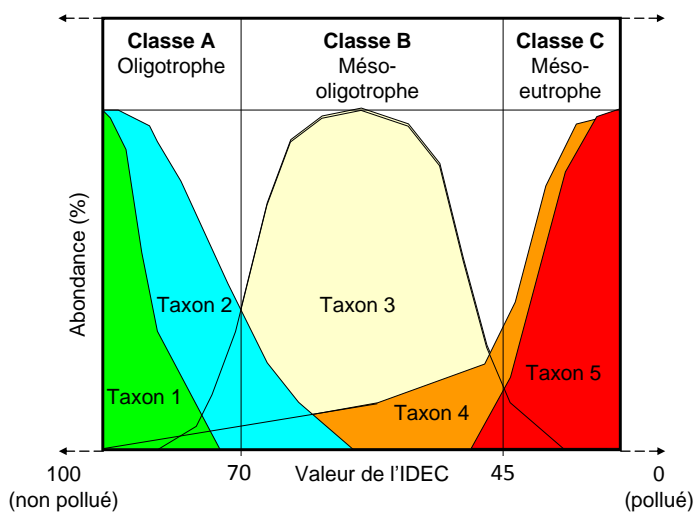
Dans la première version de l'IDEC³, les classes, au nombre de cinq, étaient divisées de façon arbitraire. Dans la version 3 de l'IDEC, les classes ont été réduites à **quatre**, de A (bonne qualité de l'eau) à D (mauvaise qualité de l'eau)². Le seuil délimitant chaque classe n'est plus arbitraire, puisque les classes correspondent à des biotypes ayant une structure de communauté spécifique. **Le passage d'une classe à l'autre correspond ainsi à un changement important** dans la structure de la communauté et marque une étape de plus dans la dégradation ou la récupération d'un cours d'eau.

Le **Tableau 2** présente les limites de classe des trois indices. Notez que les limites de classe ne sont pas exactement les mêmes d'un indice à l'autre. Le Tableau 2 présente également les médianes physico-chimiques et l'état trophique associés à chaque classe. Les médianes ont été calculées à partir du suivi simultané des diatomées et de la physico-chimie de l'eau à 404 stations au Québec et en Ontario². 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 ou en matières organiques sont faibles. Les médianes des concentrations en phosphore sont inférieures à **25 µg/L**, ce qui correspond sensiblement au critère de 30 µg/L à ne pas dépasser selon les critères de qualité de l'eau du **MDDEFP** pour éviter la croissance excessive des algues. Dans le cas de l'IDEC-

Minéral, la classe A correspond à des conditions oligo-mésotrophes puisque les stations les moins polluées qui ont été échantillonnées présentaient des concentrations plus élevées, particulièrement dans le cas de l'azote.



Chaque indice a été divisé en 4 classes qui correspondent à des communautés types. Les classes sont corrélées à la physico-chimie.

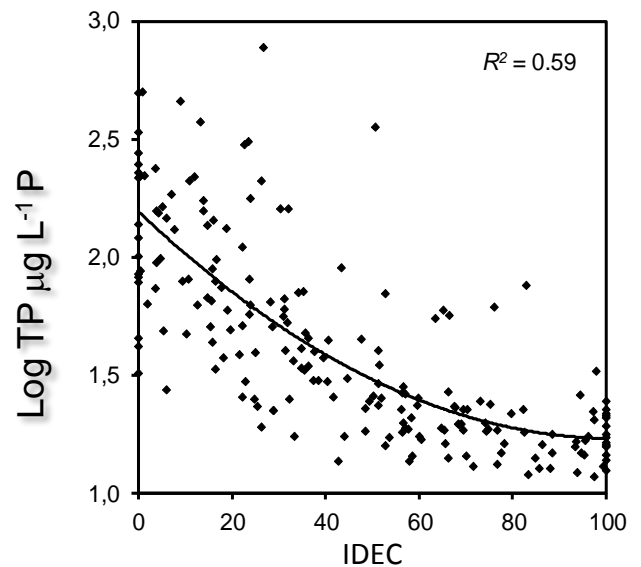


Exemple schématique de la distribution de 5 espèces (taxons) de diatomées entre les trois premières classes de l'IDEC. Le **taxon 1** est spécifique au cours d'eau non pollués. Une forte abondance de ce taxon contribue à augmenter la valeur de l'IDEC. À l'inverse, le **taxon 5** ne devient abondant que lorsque les concentrations en nutriments augmentent. Une forte abondance de ce taxon contribue à diminuer la valeur de l'IDEC. L'IDEC inclut en réalité **271 taxons** de diatomées et est divisé en **quatre classes**, de A à D.

De la classe A à la classe D, on constate que la conductivité et les concentrations en phosphore et en azote augmentent de façon systématique. À l'extrémité du gradient, la **classe D** regroupent les communautés **eutrophes** les plus dégradées des rivières de l'Est du Canada. Cette classe est composée d'espèces très tolérantes à la pollution.

Le **pH** demeure relativement stable d'une classe à l'autre dans le cas de l'IDEC-Alcalin et de l'IDEC-Minéral. Il augmente toutefois de façon notable de la classe A à D dans le cas de l'IDEC-Neutre, étant donné le contraste entre les cours d'eau de référence, légèrement acides dans le cas de cet indice, et les cours d'eau eutrophes ayant un pH plus élevé.

Le calcul de l'IDEC permet ainsi d'évaluer quel est l'**état trophique** d'un cours d'eau et quelles sont les concentrations médianes en phosphore et en azote. Il faut toutefois être conscient que la **physicochimie des cours d'eau est très variable**, particulièrement en conditions mésotrophes et eutrophes. Les concentrations en phosphore dans un cours d'eau agricole peuvent par exemple varier de 30 µg/L à 300 µg/L en quelques heures, selon les précipitations et les pratiques culturales. Il faut donc être prudent si on désire comparer des mesures physicochimiques ponctuelles avec les valeurs de l'IDEC, puisque ces dernières sont représentatives des conditions médianes des semaines précédant l'échantillonnage.



Relation entre les concentrations en phosphore total (log) et les valeurs de l'IDEC³.

Tableau 2. Les classes de l'IDEC, les médianes physico-chimiques et l'état trophique associés à chaque classe². Les médianes (et les Q₁ et Q₃) ont été calculées à partir du suivi simultané des diatomées et de la physico-chimie de l'eau à 404 stations au Québec et en Ontario. Notez que les seuils des classes varient selon l'indice.

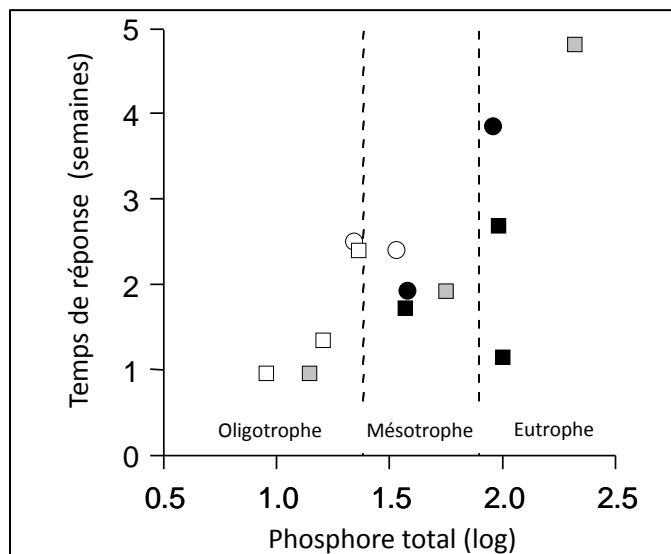
Classe	Valeurs de l'IDEC	pH	Conductivité (µS/cm)	Phosphore total (µg/L)	Azote total (mg/L)	État Trophique*
IDEC-Neutre						
A	71-100	7.2 (6.8 - 7.3)	39 (26 - 50)	22 (16 - 36)	0.29 (0.24 - 0.49)	Oligotrophe
B	46-70	7.4 (7.0 - 7.5)	46 (30 - 54)	24 (21 - 27)	0.30 (0.23 - 0.35)	Oligo-mésotrophe
C	21-45	7.6 (7.2 - 7.7)	72 (50 - 110)	61 (23 - 70)	0.70 (0.51 - 0.76)	Méso-eutrophe
D	0-20	7.6 (7.5 - 7.7)	114 (86 - 165)	66 (42 - 91)	0.78 (0.46 - 1.19)	Eutrophe
IDEC-Alcalin						
A	71-100	7.8 (7.6 - 7.9)	93 (63 - 120)	16 (12 - 19)	0.36 (0.23 - 0.47)	Oligotrophe
B	46-70	8.0 (7.7 - 8.2)	185 (136 - 268)	26 (17 - 43)	0.53 (0.38 - 0.95)	Mésotrophe
C	26-45	8.0 (7.8 - 8.5)	256 (195 - 361)	52 (37 - 98)	0.89 (0.58 - 1.98)	Méso-eutrophe
D	0-25	8.0 (7.7 - 8.3)	364 (227 - 502)	114 (71 - 163)	1.59 (0.96 - 2.51)	Eutrophe
IDEC-Minéral						
A	76-100	8.3 (8.2 - 8.4)	422 (308 - 458)	24 (18 - 28)	0.79 (0.61 - 1.59)	Oligo-mésotrophe
B	46-75	8.3 (8.3 - 8.4)	455 (403 - 619)	28 (20 - 40)	1.33 (0.80 - 2.47)	Mésotrophe
C	26-45	8.2 (8.0 - 8.4)	526 (431 - 775)	58 (40 - 90)	1.36 (0.93 - 2.26)	Méso-eutrophe
D	0-25	8.2 (7.8 - 8.2)	1012 (690 - 1455)	73 (47 - 108)	1.85 (1.05 - 3.81)	Eutrophe

* L'état trophique a été déterminé selon les seuils en phosphore et en azote total proposés par Dodd⁸.

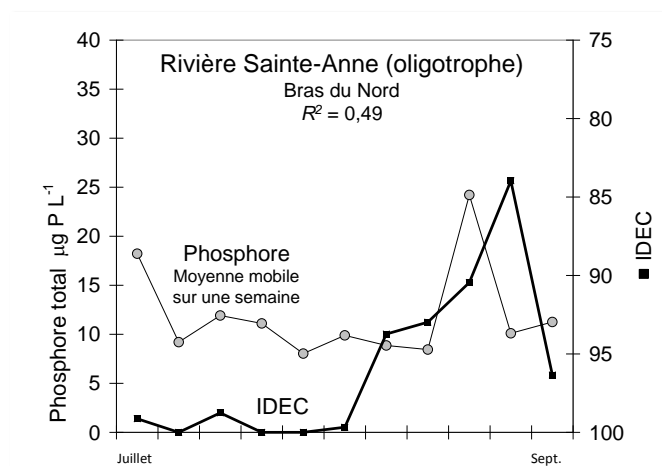
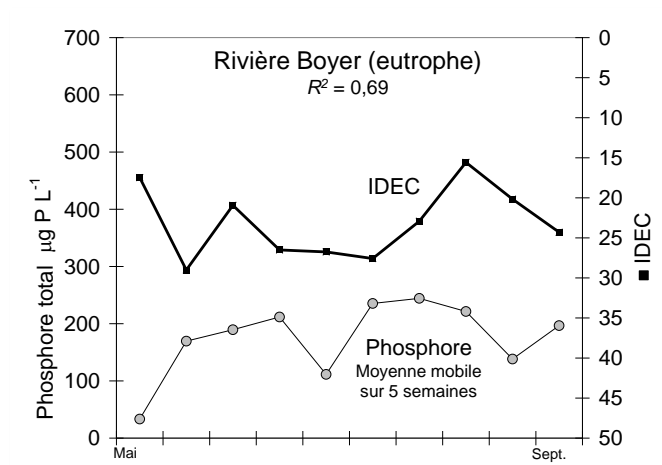
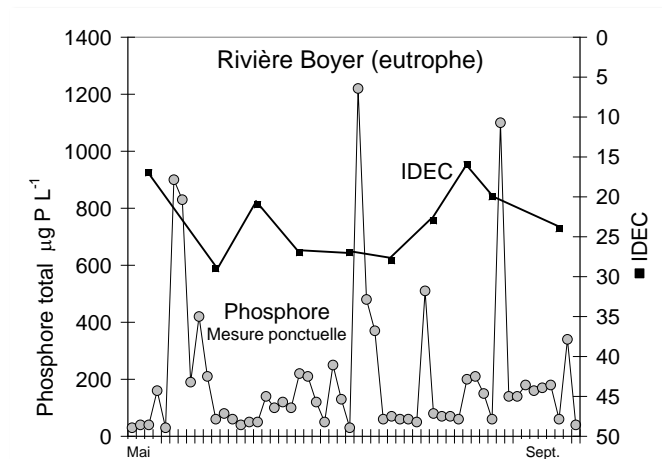
Les diatomées intègrent les variations temporelles de la qualité de l'eau

La physico-chimie d'un cours peut être très variable, comme en témoigne la figure ci-contre illustrant les concentrations en phosphore dans la rivière Boyer au cours de l'été. Ces concentrations peuvent varier de deux ordres de grandeur en quelques jours. Il est donc généralement nécessaire d'avoir recours à plusieurs mesures physico-chimiques au cours d'une année afin d'obtenir un portrait réaliste de l'état d'un cours d'eau (un minimum de 8 à 10 mesures est nécessaire⁹). L'indice IDEC présente l'avantage **d'intégrer 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 nutriments¹⁰. Moins un cours d'eau est pollué, plus le temps de réponse est rapide. En milieu oligotrophe, les diatomées peuvent répondre en une semaine à un apport en phosphore.

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 de quelques semaines et de refléter les **conditions estivales moyennes** prévalant entre juillet et septembre.



Le temps de réponse des communautés de diatomées et de l'IDEC aux variations des concentrations en phosphore varie selon l'état trophique du cours d'eau. Les communautés des cours d'eau oligotrophes répondent rapidement alors que celles des cours d'eau eutrophes, habituées aux fortes variations des concentrations en phosphore, répondent en quelques semaines¹¹.



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 **cinq dernières semaines**. Dans le cas du Bras du Nord (oligotrophe), l'IDEC est corrélé avec les concentrations en phosphore de la dernière semaine¹⁰.

La charge organique, l'oxygénation et les sels dissous

La **saprobie** est reliée à la quantité de **matière organique** et à la concentration en **oxygène dissous**. Selon Sladeczek¹², la saprobie est l'ensemble des propriétés physiologiques d'un organisme conditionnant sa capacité à se développer dans un système pollué par la matière organique. Certaines espèces sont particulièrement connues pour leur sensibilité à une forte concentration en matière organique. La classification de saprobité de Van Dam et col.¹³ combine les propriétés indicatrices des diatomées pour la présence de matière organique biodégradable et les concentrations en oxygène.

L'écologie des communautés de diatomées, en ce qui concerne la **saprobie**, la **salinité de l'eau** et l'**aérophilie**, peut être documentée à partir du programme OMNIDIA (version 5.3)¹⁴ et à partir des spectres écologiques proposés par Van Dam et col.¹³ pour plus de 900 taxons. Ces données accompagnent et complètent les résultats de l'IDEC 3.

Tableau 3. Les **spectres écologiques** proposés par Van Dam et col.¹³ pour plus de 900 espèces de diatomées.

Saprobie	Saturation en oxygène (%)	DBO ₅ * (mg/l)
Oligosaprobe	> 85	< 2
Bêta-mésosaprobe	70 - 85	2 - 4
Alpha-mésosaprobe	25 - 70	4 - 13
Alpha-méso-polysaprobe	10 - 25	13 - 22
Polysaprobe	< 10	> 22

Salinité de l'eau	Cl ⁻ (mg/l)	Salinité (‰)
Douce	< 100	< 0,2
Douce à légèrement saumâtre	< 500	< 0,9
Moyennement saumâtre	500 - 1000	0,9 - 1,8
Saumâtre	1000 - 5000	1,8 - 9,0

Aérophilie (Tolérance à l'assèchement)
Aquatique stricte
Aquatique ou subaérienne
Subaérienne (suintements)
Aérophile supportant des assèchements
Terrestre

* La demande biochimique en oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques par voie biologique (oxydation des matières organiques biodégradables par des bactéries). Elle permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante des eaux usées. Elle est en général calculée au bout de 5 jours à 20°C et dans le noir. On parle alors de DBO₅.

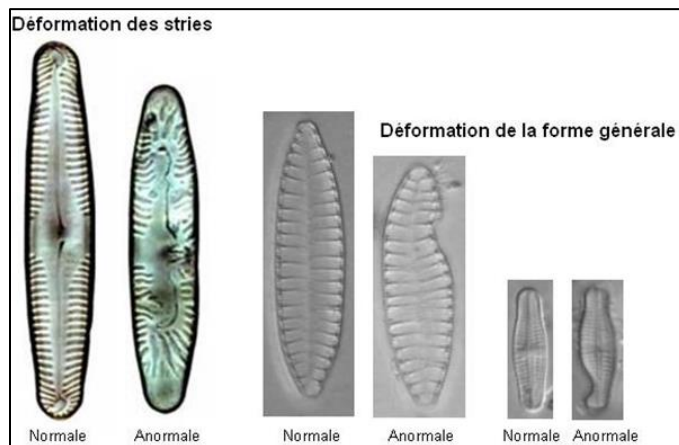
L'impact des métaux sur les communautés de diatomées

Les concentrations en **métaux libres** dépendent des caractéristiques physico-chimiques de l'eau telles que le pH, la température, les concentrations en carbone organique dissous et les concentrations en cations/anions. Il est donc difficile de comparer des concentrations en métaux dans l'eau entre les années d'échantillonnage ou entre les stations puisqu'une excellente connaissance de l'ensemble des caractéristiques du milieu est nécessaire afin de calculer les concentrations de la forme libre des métaux. Les organismes vivants intègrent les fluctuations temporelles dans les concentrations en **métaux biodisponibles** ainsi que les effets antagonistes ou synergiques entre ceux-ci.

L'utilisation des algues benthiques pour le biosuivi de la pollution métallique peut s'effectuer selon deux approches complémentaires: (i) le biosuivi de l'exposition aux métaux et (ii) le biosuivi du stress causé par les métaux. Un des avantages à utiliser les algues benthiques pour le **suiti de l'exposition aux métaux** plutôt que des mesures de concentrations en métaux dans l'eau est la simplicité de l'échantillonnage et des traitements en laboratoire. En effet, les concentrations étant beaucoup plus élevées dans le périphyton, les risques de contamination lors des manipulations sur le terrain et en laboratoire sont faibles. De plus, étant donné les concentrations élevées dans le biofilm, les valeurs se trouvent rarement sous les limites de détection (ce qui est souvent le cas pour des échantillons d'eau). Même si le périphyton est principalement composé d'algues benthiques, ce type d'analyse fournit de l'information quant aux concentrations de métaux accumulés dans toute la matrice du biofilm, incluant également les bactéries, champignons et invertébrés de petite taille. Cette approche est intéressante puisqu'elle renseigne sur la quantité de **métaux bioaccumulés** et permet de comparer plus adéquatement les concentrations de façon temporelle ou spatiale.

Bien que les concentrations en métaux accumulés dans le périphyton soient un bon indicateur de l'exposition à la pollution métallique, ce type d'analyse ne renseigne pas sur le **stress** causé par cette contamination. Les effets nocifs d'une pollution métallique sur le biote ne peuvent s'évaluer qu'en étudiant la réponse des organismes vivants suite à ce stress. Les diatomées,

sont d'excellents indicateurs de stress causé par une contamination par les métaux. En effet, de nombreux travaux réalisés en laboratoire ont décrit les mécanismes de toxicité des métaux sur les diatomées, mettant en évidence des effets sur la multiplication, la photosynthèse, la respiration, l'assimilation de nutriments et la synthèse de molécules. La réponse à cette toxicité peut s'observer au niveau de la cellule par la présence de **déformations**, ainsi qu'au niveau de la communauté par une **baisse de diversité**, la présence d'espèces de **petites tailles** et l'apparition d'espèces **tolérantes** à la pollution métallique^{15,16,17}. C'est précisément ces modifications qui sont utilisées afin d'évaluer les effets d'un apport en métaux ou la réponse des diatomées suite à la restauration d'un site contaminé. Lorsqu'une **pollution d'origine métallique** est suspectée, il est donc préférable d'utiliser ces indicateurs plutôt que l'IDEC, puisque ce dernier fut d'abord développé pour le suivi de l'eutrophisation.



Des **déformations** morphologiques du frustule des diatomées sont fréquemment observées dans les milieux fortement contaminés par les **métaux**. Ces déformations se trouvent au niveau de la forme générale de la diatomée, au niveau des patrons de striation et de l'ornementation, ou les deux. (photos : Soizic Morin et Isabelle Lavoie)

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 reportées 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.

L'analyse en laboratoire nécessite en moyenne quatre 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 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 et calculer l'IDEC ?

Entre 2002 et 2013, l'indice a été 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 villes, des organismes gouvernementaux et des institutions de recherche. L'IDEC a été utilisé afin d'effectuer le suivi de la **pollution diffuse d'origine agricole**, des effluents municipaux d'eaux usées, du ruissellement des eaux pluviales, des coupes forestières et d'effluents divers (piscicultures, cultures de canneberges, etc.). Il a également été utilisé pour effectuer le suivi des tributaires de certains lacs. Le Tableau 4 présente les bassins versants, les municipalités et les territoires où l'IDEC a été utilisé.

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 (stephane.campeau@uqtr.ca). Le Laboratoire peut, selon les besoins, définir les objectifs d'un programme de suivi et planifier une stratégie d'échantillonnage. L'échantillonnage des diatomées peut être effectué par toutes personnes suivant les recommandations contenues dans ce guide (voir les sections suivantes).

Tableau 4. Bassins versants, municipalités et territoires où l'IDEC a été utilisé entre 2002 et 2013 pour le suivi des cours d'eau. Les résultats sont disponibles sur le site www.uqtr.ca/IDEC et peuvent être visionnés dans **Google earth**. Les références des publications et rapports produits dans le cadre de ces études sont présentées à la fin de ce document.

Bassin versant, municipalité ou territoire	Superficie (km ²)	Nombre de stations	Organisme (années)
Réseau-rivières du MDDEFP ^{2,3}	-	126	UQTR (2002-03)
Rivières de l'Ontario ²	-	74	UQTR (2002-03)
Des Envies ¹⁸ (Batiscan)	480	19	UQTR (2003-05) UPA Mauricie (2009) SAMBBA (2010)
Marguerite	80	9	UQTR (2005)
Rivière Du Loup ¹⁹	2 196	94	OBVRL (2005-12)
Maskinongé ²⁰	1105	16	AGIR Maskinongé (2006)
Bécancour ²¹	2 616	28	GROBEC (2006, 2009)
Île de Montréal (St-Laurent – Des Paroisses)	-	16	Polytechnique (2006)
Chaudière	1 617	23	INRS-ÉTÉ (2007)
Champlain ²²	278	23	ZIP Deux-Rives (2006) UPA Mauricie (2009)
Cap-Rouge	82	5	Consultant privé (2007)
4 cours d'eau agricoles, Centre-du-Québec	-	18	MÉANDRES (2007)
Batiscan	4 690	22	SAMBBA (2007-09)
Rivières de l'Ontario ²	-	104	Univ. Toronto (2007)
Lac aux Roches	-	7	Ville de Québec (2008)
Petite Du Chêne ²³	450	18	ZIP Deux-Rives (2008)
Ville d'Ottawa	2 797	29	Univ. Ottawa (2009)
Shawinigan	500	17	BVSM (2010)
Ville de Lévis	444	43	Lévis (2011-12)
Desrosiers	140	7	Copernic (2010)
Du Chêne ²⁴	1 181	39	OBV du Chêne (2009-10)
Yamaska ^{25,26}	4 784	39	OBV Yamaska (2009-11)
Trois-Rivières	289	7	OBVRLY (2011-12)
Parc Gatineau ²⁷	361	30	Parc Gatineau (2011-12)
Ferme expérimentale ²⁸	< 1	5	Agriculture et Agroalimentaire Canada (2010-13)
90 cours d'eau agricoles ²⁹	-	133	MDDEFP (2008-13)

L'analyse des échantillons (traitement en laboratoire, identification des taxons et calcul de l'indice) peut être réalisée par un des laboratoires ci-dessous. Ces labs participent à un programme de contrôle de la qualité.

INRS
Isabelle Lavoie Ph.D.
ilavoie.bio@gmail.com

LABIAQ
Martine Grenier Ph.D.
Martine.Grenier@cima.ca

BOISSONNEAULT
Sciences, eaux et environnement
Yann Boissonneault M.Sc.
yann@boissonneault.ca

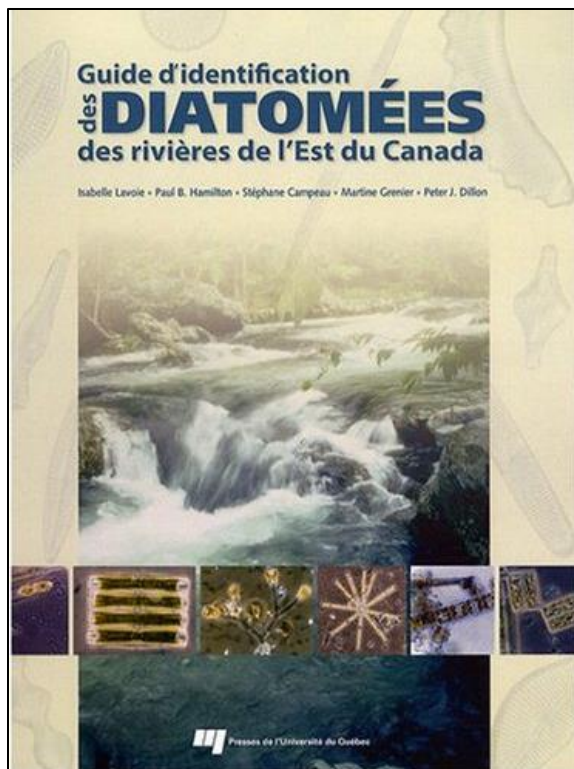
Centre d'expertise en analyse environnementale
Québec
Christian Bastien M.Sc.
christian.bastien@mddefp.gouv.qc.ca

UQTR
Université du Québec à Trois-Rivières
Stéphane Campeau Ph.D.
stephane.campeau@uqtr.ca

Les laboratoires d'analyses participant au programme de contrôle de la qualité de l'IDEC.

En **laboratoire**, les échantillons sont d'abord digérés au peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) à 30 %. La suspension contenant les diatomées est ensuite montée sur lamelle pour l'analyse au microscope. L'identification et le comptage des valves de diatomées sont réalisés à un grossissement de 1000x (ou plus) avec un microscope muni d'un système de contraste interférentiel différentiel (DIC). Plus de 400 valves sont identifiées pour chaque échantillon par balayage systématique de la lamelle. Dans le cadre du programme de **contrôle de la qualité**, un échantillon sur dix est soumis à une contre-expertise.

L'identification des espèces est réalisée à l'aide du [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 **271 taxons** les plus abondants est suffisante pour le calcul de l'IDEC³⁰, ce qui simplifie les connaissances taxonomiques nécessaires et le temps d'analyse. Les comptages de diatomées sont saisis dans un fichier **Excel** permettant le calcul de l'IDEC. Les résultats de l'IDEC, compilés depuis 2002, sont également intégrés à une base de données Access maintenue à jour à l'Université du Québec à Trois-Rivières.



Le *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*¹ illustre la majorité des diatomées benthiques susceptibles d'être rencontrées dans les rivières du Québec et de l'Ontario. 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](#).

Où échantillonner ?

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

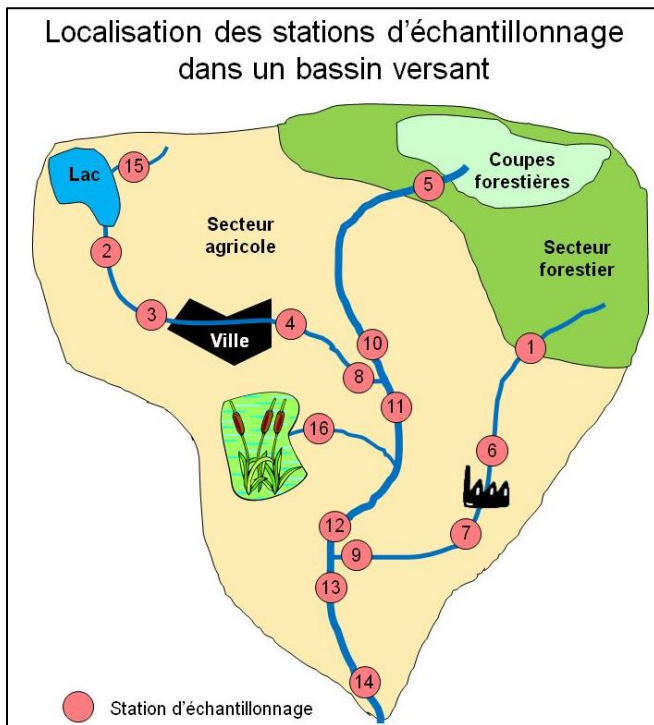
- À l'**amont** de chacune des branches principales, dans un secteur qui, si possible, n'est pas ou est peu altéré par les activités humaines (**1**). Ces stations pourront éventuellement servir de **référence** pour évaluer quel est le niveau d'intégrité écologique auquel on peut s'entendre dans le 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 (16)**. 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 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.

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 échantillonner et à quelle fréquence ?

Des échantillonnages multiples, réalisées au cours d'une même année dans la rivière Boyer et la rivière du Chêne, ont permis d'évaluer l'écart moyen saisonnier de l'IDEC^{10,24}. Cet écart a été évalué à **5 points** (± 4). Des échantillonnages annuels successifs, réalisés une fois par année au cours du même mois, ont permis d'évaluer l'écart moyen interannuel^{24,25,26,29}. Cet écart a été évalué à **8 points** (± 5). Ces écarts sont essentiellement reliés à la **variabilité des conditions météorologiques et hydrologiques** au cours de la saison ou d'une année à l'autre. Les épisodes de précipitations, qui provoquent le ruissellement des sols et des polluants vers les cours d'eau, sont en effet variables d'une année à l'autre. L'écart observé dans les valeurs de l'IDEC peut également être relié, bien que dans une moindre mesure, 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.

À la lumière de ces résultats, **il est généralement conseillé de procéder à un échantillonnage par année, entre juillet et septembre**, et de répéter l'échantillonnage pendant quelques années afin de déterminer quelles sont les conditions moyennes. **Il est important de procéder à un suivi d'au minimum deux ans**, et de préférence **trois ans** lorsqu'une forte variabilité est mesurée, afin de préciser le statut d'un cours d'eau. En règle générale, lorsqu'un suivi de deux

- **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 de la marée dans le cas des tributaires du fleuve en aval de Trois-Rivières.
- **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

ans est réalisé et que l'on observe peu de variabilité dans les valeurs de l'IDEC, il est probable que la moyenne des deux valeurs soit représentative du statut moyen de la rivière. Par contre, si une variabilité importante est observée, provoquant un changement de classe de la station, il est utile de procéder à un troisième échantillonnage afin de confirmer le statut du cours d'eau. Cette situation est plus fréquente dans le cas des cours d'eau **mésotrophes**, qui sont plus variables que les cours d'eau oligotrophes et eutrophes.

Il faut éviter d'échantillonner dans les jours suivant des précipitations importantes. Les substrats sont alors difficiles d'accès puisque le niveau d'eau est élevé. Il est préférable d'attendre que le niveau de l'eau baisse afin d'avoir accès aux roches qui n'ont jamais été exondées.

Comment échantillonner ?

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 échantillonnées 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.
- Échantillonner en amont 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 et les sédiments.
- S'il n'y a pas 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

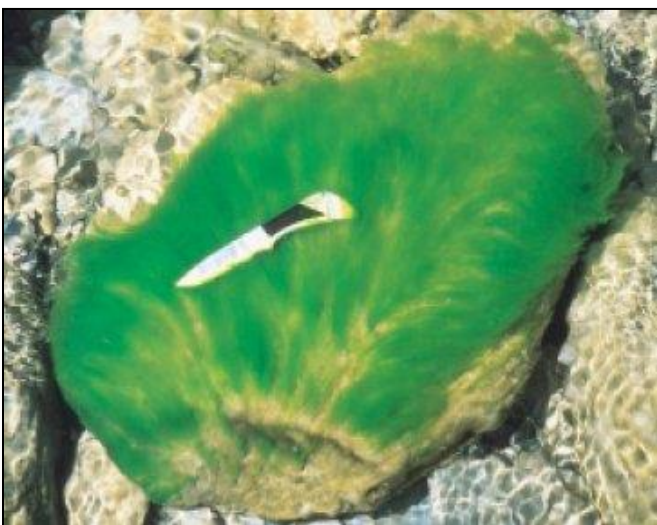
d'introduire des roches qui proviennent du bassin versant. Il est recommandé d'introduire au moins cinq roches sur une distance d'environ 50 m. Les roches doivent être d'une taille suffisante pour ne pas rouler dans le courant.

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'eau³¹.
- Déposer le matériel prélevé dans un contenant (ex. : un tube de 50 ml) 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. Le [Laboratoire de recherche sur les bassins versants](#) de l'UQTR peut fournir le matériel nécessaire à l'échantillonnage.



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



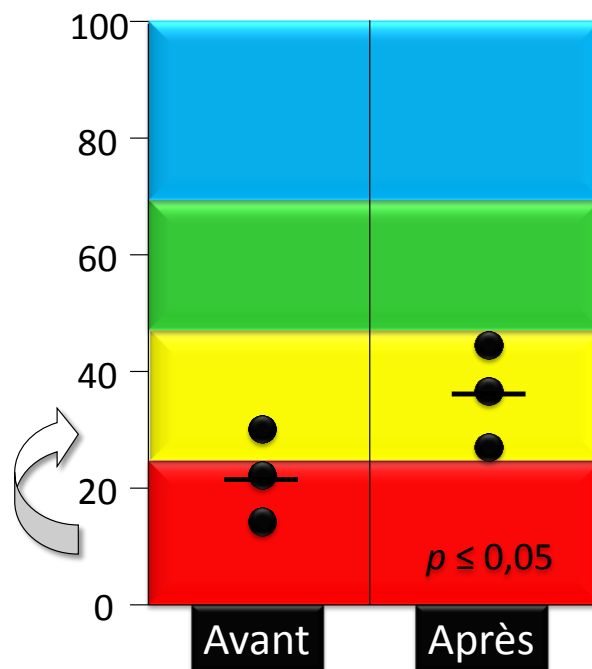
Il est préférable d'éviter d'échantillonner les roches recouvertes de longues algues filamenteuses. (photo Biggs et Kilroy³²)

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 **interannuelle**. Tel que mentionné précédemment, il est recommandé de procéder à un échantillonnage par année, entre juillet et septembre, sur une période de **trois 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.

Dans le cadre d'un programme de restauration d'un cours d'eau et de son bassin versant, l'objectif proposé est **d'augmenter d'une classe la cote de l'IDEC** sur une période de 10 ans. Les efforts de restauration nécessaires pour atteindre cet objectif seront variables d'un bassin versant à l'autre. À long terme, l'objectif visé devrait être d'atteindre au moins la **classe B** pour l'ensemble des cours d'eau.



L'**objectif de restauration** proposé est d'augmenter d'une classe la cote de l'IDEC. Il est recommandé de procéder à un échantillonnage par année, entre juillet et septembre, sur une période d'**au minimum trois ans** afin de caractériser le site avant les interventions de restauration. L'opération pourra être répétée quelques années après les interventions afin de mesurer les progrès réalisés.

Il faut être conscient que la restauration d'une rivière est un **processus à long terme** qui exige des efforts soutenus. 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**^{2,5}. 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 eaux pluviales. En milieu agricole, une meilleure gestion des intrants agricoles et un meilleur contrôle du ruissellement et de l'érosion des sols sont incontournables.

Cours d'eau	2008	2009	2010	2011	2012	Objectif proposé
Rivière Jean-Noël		B	B	B	A	
Rivière aux Pommes			B	B	B	
Rivière au Pin		B	B	B	B	
Rivière Belair		B	B	C	B	
Rivière Brook	C	C	B	C	B	
Rivière Le Bras	C	C	C	C	B	
Rivière des Aulnaies			C	C	C	
Ruisseau Levasseur	C	C	C	D	C	
Rivière à la Barbue	D	D	C	D	C	
Rivière Duncan			C	D	C	
Rivière La Chevrotière	D	D	C	D	C	
Ruisseau Labonté		D		D	C	
Rivière Godefroy		C	D	D	D	
Rivière des Fèves			C	D	D	

Il est conseillé de procéder à un échantillonnage par année, entre juillet et septembre, et de répéter l'échantillonnage pendant quelques années afin de déterminer quelles sont les conditions moyennes. Il est important de procéder à un suivi d'au minimum deux ans, et de **préférence trois ans** lorsqu'une forte variabilité est mesurée, afin de préciser le statut d'un cours d'eau. Les cours d'eau **mésotrophes** sont plus variables que les cours d'eau oligotrophes et eutrophes.

Quel est l'effet des programmes de restauration sur l'IDEC ?

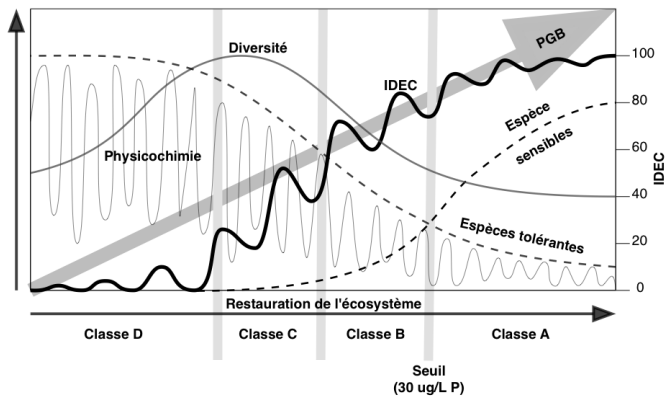
Les **pratiques de gestion bénéfiques** (PGB) sont une composante essentielle des plans de restauration en milieu agricole. Elles regroupent les pratiques culturales favorisant la conservation des sols et de l'eau (travail réduit et semis direct), une utilisation raisonnée des intrants (fertilisants et pesticides) et les aménagements hydro-agricoles (bassins de rétention, bandes riveraines, voies d'eau engazonnées, avaloirs, etc.).

Les études réalisées à ce jour concernant l'impact des PGB sur les écosystèmes aquatiques ont mené aux constatations suivantes:

- 1) plusieurs projets de restauration ont échoué parce que les **objectifs** étaient mal définis ou irréalistes, le plan de restauration inadéquat, ou qu'il n'y avait tout simplement pas **d'indicateurs** quantitatifs permettant de mesurer les progrès de la restauration^{33,34};

- 2) le **niveau de mise en œuvre** des PGB doit être élevé pour observer un effet sur les communautés aquatiques³⁵;
- 3) on observe un **décalage temporel** dans la réponse de l'écosystème aux efforts de restauration, décalage qui peut varier de quelques années à quelques décennies, selon les caractéristiques du bassin et l'indicateur utilisé³⁶;
- 4) on observe parfois un **seuil**, dans le niveau de mise en œuvre des PGB, à partir duquel l'écosystème commence à récupérer³⁵;
- 5) au terme d'une restauration, le **retour aux conditions initiales** de l'écosystème n'est souvent pas achevé, l'écosystème atteignant plutôt un **état alternatif** qui est différent des conditions initiales³⁷;
- 6) la faible qualité des dispositifs expérimentaux limite la portée des études³⁸.

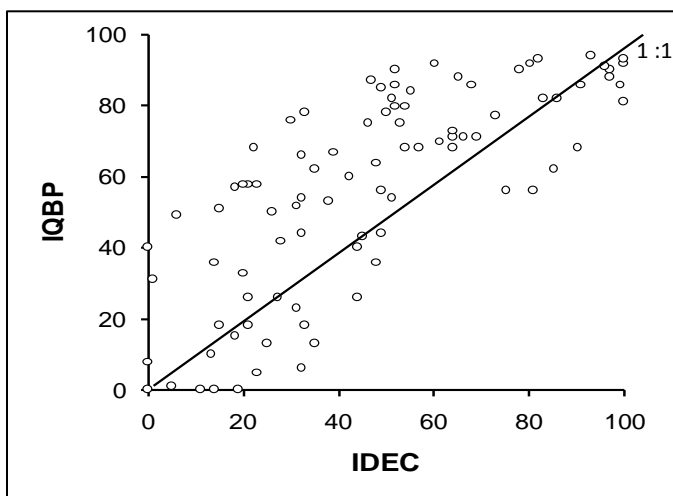
Selon l'expérience acquise lors des projets précédents et les données de la littérature, la mise en œuvre des PGB n'est donc pas immédiatement accompagnée d'une amélioration notable et permanente des indicateurs écosystémiques. Ce retard serait lié, entre autres, à l'**accumulation des nutriments** dans les sols agricoles, les eaux souterraines et les sédiments des cours d'eau. L'hypothèse est qu'à partir d'un certain seuil d'implantation des PGB et après un certain laps de temps, on observe une amélioration progressive des indicateurs, notamment une diminution des espèces tolérantes à la pollution, une augmentation des espèces sensibles, une augmentation momentanée de la diversité spécifique (selon l'hypothèse des perturbations intermédiaires) et une augmentation des valeurs de l'IDEC, accompagnée de plus fortes fluctuations.



Effets prévus des programmes de restauration sur l'IDEC. À partir d'un certain seuil d'implantation des **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** et après un certain laps de temps, on devrait observer une amélioration progressive des indicateurs, notamment une diminution des espèces tolérantes à la pollution, une augmentation des espèces sensibles, une augmentation momentanée de la diversité spécifique et une augmentation des valeurs de l'IDEC, accompagnée de plus fortes fluctuations.

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, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) pour le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec³⁹. 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 fécaux. Les valeurs de l'IDEC et de l'IQBP ont été 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 ($r = 0,78; p < 0,05$)².



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). 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 autres, 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

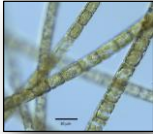



Le suivi physico-chimique et bactériologique (IQBP) permet quant à lui de préciser le type d'altération, d'évaluer le respect des critères de qualités de l'eau et de calculer les bilans de masse lorsque le débit est mesuré.

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 col.⁴⁰

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 Könönen⁴¹ parvinrent à des résultats similaires dans des rivières de la Finlande.




Les composantes de l'intégrité biologique :

- 
 - **Les algues**
(dont les diatomées)
- 
 - **Les plantes aquatiques**
- 
 - **Les macroinvertébrés**
- 
 - **Les poissons**

Dans les rivières du Québec, Boissonneault⁴² 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. 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 rencontrés⁴².

	Algues	<ul style="list-style-type: none"> • Intégration sur un mois • Indicateur d'eutrophisation (N, P, M.O.) • Indicateur de pH, salinité, métaux lourds • Sensibilité élevée, pollutions faibles à moyennes • Possibilité de suivre de nombreuses stations
	Invertébrés	<ul style="list-style-type: none"> • Intégration sur quelques mois à un an • Indicateur d'habitat • Indicateur de qualité de l'eau (M.O., O₂, etc.) • Possibilité de réaliser un suivi volontaire
	Poissons	<ul style="list-style-type: none"> • Intégration sur un an et plus • Indicateur écosystémique • Indicateur général de qualité de l'eau • Indicateur toxicité, substances bioaccumulables • Intérêt du grand public

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.

La biomasse et la diversité sont-elles de bons indicateurs ?

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.

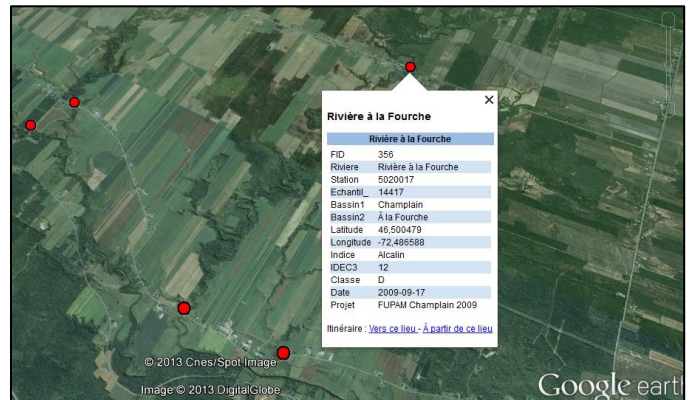
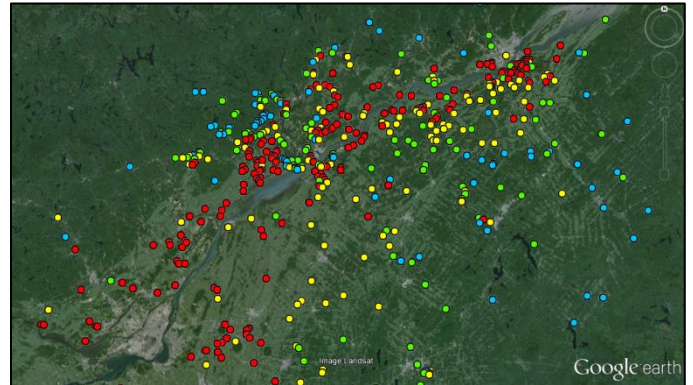
De plus, la relation entre la **diversité** des peuplements algaux et le degré de pollution n'est pas simple. En effet, la pollution n'est pas le seul facteur susceptible d'agir sur la diversité des communautés d'algues, car tout facteur limitant peut avoir un effet analogue, comme c'est fréquemment 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**.

L'étude des peuplements algaux nécessite donc l'adoption de méthodes quantitatives visant à estimer le développement absolu ou relatif de chaque taxon. 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 diversité⁴⁴. 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.

La base de données IDEC

Depuis 2002, plus de **1700 échantillons**, provenant de plus de **600 cours d'eau**, ont été analysés. Les résultats de l'IDEC sont intégrés à une base de données Access maintenue à jour à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Les principaux résultats sont disponibles sur le site www.uqtr.ca/IDEC et peuvent être visionnés dans **Google earth**.



Les résultats de l'IDEC sont disponibles sur le site www.uqtr.ca/IDEC et peuvent être visionnés dans **Google earth**. Les données apparaissent lorsque l'on clique sur une station.

Références

- 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). [↑](#)
- Lavoie, I., Campeau, S., Drakulic, N., Winter, J. et Fortin, C. (2013). **Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: an overview of 10 years of index development and ongoing challenges**. *Science of the Total Environment*, [disponible en ligne](#). [↑](#)
- 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. [↑](#)
- 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. [↑](#)
- Grenier, M., Lavoie, I., Rousseau, A.N., & Campeau, S. (2010). **Defining ecological thresholds to determine class boundaries in a bioassessment tool: the case of the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC)**. *Ecological Indicators*, 10: 980-989. [↑](#)
- Grenier, M., Lek, S., Rodríguez, M.A., Rousseau, A.N. et Campeau, S. (2010). **Algae-based Biomonitoring : Predicting Diatom Reference Communities in Unpolluted Streams using Classification Trees, Random Forests, and Artificial Neural Networks**. *Water Quality Research Journal of Canada*, 45: 413-425. [↑](#)
- Lavoie, I., Grenier, M., Campeau, S. & Dillon, P.J. (2010). **The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) version 2.0: Including meaningful ecological classes and an expanded coverage area that encompasses additional geological characteristics**. *Water Quality Research Journal of Canada*, 45: 463-477. [↑](#)
- Dodd, W.K. (2007). **Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams**. *Trends Ecol Evol*, 22: 669-76. [↑](#)
- 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. [↑](#)
- 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. [↑](#)
- Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodriguez, M.A. et Campeau, S. (2011). **Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters**. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 487-497. [↑](#)
- Sladeczek, V. (1973). **System of water quality from the biological point of view**. *Arch. Hydrobiol.*, 7: 1-218. [↑](#)
- Van Dam, H.A., Mertens, A. et Sinkeldam, J. (1994). **A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands**. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 117-133. [↑](#)
- Lecoince, C., Coste, M. et Prygiel, J. (1993). **"OMNIDIA" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management**. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513. [↑](#)
- Lavoie, I., Lavoie, M. et Fortin, C. (2012). **A mine of information: benthic algal communities as biomonitors of metal pollution leaching from abandoned tailings**. *Science of the Total Environment*, 425: 231-241. [↑](#)
- Morin, S. (2006). **Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques ; approches in situ et expérimentales**. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, France, 302 p. [↑](#)
- Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T.T., Tornés, E., Bonet, B., Corcoll, N., faggiano, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H. et Sabater, S. (2012). **Consistency in diatom response to metal-contaminated environments**. In Guasch, H., Ginebreda, A., Geiszinger, A. (Eds). *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 19. Springer, Heidelberg, 117-146. [↑](#)
- Campeau, S., Dubuc, R., Grenier, M., Rousseau Beaumier, T. et Duchesne, S. (2011). **Suivi de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière des Envies (Phase 2 : 2009 - 2011)**. Rapport d'étape déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Société d'aménagement et de mise en valeur du bassin de la Batiscan (SAMBBA) et Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR), 45p. [↑](#)
- Boissonneault, Y. (2005). **Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du Loup (Mauricie): L'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires**. Rapport déposé à l'[Organisme du Bassin Versant de la Rivière du Loup](#) (OBVRL), 33 p. [↑](#)
- Boissonneault, Y. (2006). **Intégrité écologique des principaux cours d'eau du bassin versant de la rivière Maskinongé déterminée par l'indice IDEC**. Rapport déposé à l'Association pour la Gestion Intégrée de la Rivière Maskinongé (AGIRMaskinongé), 15 p. [↑](#)
- Boissonneault, Y. (2006). **Intégrité écologique des cours d'eau du bassin versant de la rivière Bécancour déterminée par l'indice IDEC**. Rapport déposé au [Groupe de concertation du bassin versant de la rivière Bécancour](#) (GROBEC), 37 p. [↑](#)
- Rodrigue, G., Prévost, I. et Campeau, S. (2010). **Qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques des cours d'eau du bassin versant de la rivière Champlain**. Rapport déposé à la Fédération de l'UPA de la Mauricie. Université du Québec à Trois-Rivières, mars 2010, 44 p. [↑](#)

23. Boissonneault, Y. (2008). **Intégrité écologique des principaux cours d'eau du bassin versant de la Petite rivière du Chêne déterminée par l'indice IDEC**. Rapport déposé à la ZIP Les Deux Rives, 48 p. [↑](#)
24. Campeau, S., Lavoie, I., Dubuc, R. et Rousseau Beaumier, T. (2011). **Suivi biologique des cours d'eau de la zone du Chêne à l'aide de l'indice IDEC (2009-2010)**. Rapport déposé à l'[Organisme de bassins versants de la zone du Chêne](#) (OBV du Chêne). Université du Québec à Trois-Rivières, 33 p. [↑](#)
25. Campeau, S. (2010). **Suivi biologique des cours d'eau du bassin versant de la rivière Yamaska à l'aide de l'indice IDEC (2009-2010)**. Rapport déposé à l'[Organisme de bassin versant de la Yamaska](#) (OBV Yamaska). Université du Québec à Trois-Rivières, 25 p. [↑](#)
26. Campeau, S. (2012). **Suivi biologique des cours d'eau du bassin versant du lac Davignon à l'aide de l'indice IDEC (2009-2011)**. Rapport déposé à l'Organisme de bassin versant de la Yamaska (OBV Yamaska). Université du Québec à Trois-Rivières, 11 p. [↑](#)
27. Lavoie, I., Fortin, C., Hamilton, P.B., Campeau, S., Beaudoin-Roy, I. (2013). **Biosuivi de l'intégrité écologique des ruisseaux et des lacs du Parc de la Gatineau à l'aide des diatomées et des autres groupes d'algues**. Rapport déposé au Parc de la Gatineau. [Institut nationale de la recherche scientifique](#) (INRS-ETE), 21 p. [↑](#)
28. Campeau, S. (2012). **Suivi biologique des cours d'eau du CRDBLP (Lennoxville) à l'aide de l'indice IDEC (2010-2011)**. Rapport déposé au Centre de recherche et de développement sur le bovin laitier et le porc (CRDBLP) d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Université du Québec à Trois-Rivières, 12 p. [↑](#)
29. Campeau, S., Dubuc, R., Grenier, M. et Rousseau Beaumier, T. (2011). **Suivi des cours d'eau des Projets collectifs agricoles à l'aide de l'indice IDEC (2008 - 2010)**. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Université du Québec à Trois-Rivières, 17p. [↑](#)
30. 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. [↑](#)
31. 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. [↑](#)
32. Biggs, B.J.F. et Kilroy, C. (2000). **Stream Periphyton Monitoring Manual**. NIWA. Prepared for the New Zealand Ministry for the Environment, 120 p. [↑](#)
33. Jansson, R., Nilsson, C. et Malmqvist, B. (2007). **Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes**. *Freshwater Biology*, 52 : 589-596. [↑](#)
34. Choi, Y.D. (2004). **Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration**. *Ecological Research*, 19: 75-81. [↑](#)
35. Yates, A.G., Bailey, R.C. et Schwindt, J.A. (2007). **Effectiveness of best management practices in improving stream ecosystem quality**. *Hydrobiologia*, 583: 331-344. [↑](#)
36. Meals, D.W., Dressing, S.A. et Davenport, T.E. (2010). **Lag time in water quality response to best management practices: A review**. *Journal of environmental quality*, 39: 85-96. [↑](#)
37. Dufour, S. et Piégay, H. (2009). **From the myth of a lost paradise to targeted river restoration : forget natural references and focus on human benefits**. *River Research and Applications*, 25: 568-581. [↑](#)
38. Miller, S.W., Budy, P. et Schmidt, J.C. (2010). **Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration**. *Restoration Ecology*, 18: 8-19. [↑](#)
39. 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. [↑](#)
40. 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. [↑](#)
41. 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. [↑](#)
42. 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. [↑](#)
43. Moisan, J. et Pelletier, L. (2008). **Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier**. Direction du suivi de l'état de l'environnement, [ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs](#), 86 p. [↑](#)
44. Lavoie, I., Campeau, S., Fallu, M.-A., et Dillon, P. (2006). **Diatoms and biomonitoring: should cell size be accounted for?** *Hydrobiologia*, 573: 1-16. [↑](#)

Fiche de terrain

No de station : _____ Rivière : _____ Localité : _____
 Date : _____ Analyste : _____ GPS (WGS84) : _____

GEO UTM MTM

Multisonde (l'appareil doit être calibré avant chaque sortie)				Échantillons (<input type="checkbox"/> À gué <input type="checkbox"/> Perche <input type="checkbox"/> Pont)	
Paramètres	Valeur	Critère*	Variation**	Paramètres	No d'échantillon
Température (°C)		Selon biote	-	MES et turbidité	
pH		6,5 - 9	6,3 à 8,3	Nutriments	
Conductivité (µS/cm)		-	20 à 339	Coliformes	
O ₂ dissous (mg/l) Heure : _____		> 4 - 5 (25°C)	-	Chlorophylle <i>a</i>	
O ₂ dissous (% sat.)		-	-	Carbone org. dissous	

* Critères de qualité de l'eau du MDDEFP ** Plage de variation au Québec (5^e et 95^e centiles)

Observations					
Niveau de l'eau	Courant	Transparence	Accumulation de sédiments fins	Biomasse du périphyton	Lumière
<input type="checkbox"/> À sec	<input type="checkbox"/> Stagnant	<input type="checkbox"/> Clair	<input type="checkbox"/> Faible	<input type="checkbox"/> Faible	<input type="checkbox"/> Ombragé
<input type="checkbox"/> Étiage	<input type="checkbox"/> Lent-laminaire	<input type="checkbox"/> Trouble	<input type="checkbox"/> Moyenne	<input type="checkbox"/> Moyenne	<input type="checkbox"/> Semi-ombragé
<input type="checkbox"/> Moyen	<input type="checkbox"/> Rapide-turbulent	<input type="checkbox"/> Opaque	<input type="checkbox"/> Abondante	<input type="checkbox"/> Abondante	<input type="checkbox"/> Exposé
<input type="checkbox"/> Crue		<input type="checkbox"/> Eau colorée			

Diatomées (IDEC) – Échantillon composite de cinq roches sur une distance de 50 m		
Substrat (en ordre de priorité)	Observations	No d'échantillon :
<input type="checkbox"/> Pierres-blocs	<input type="checkbox"/> Mousses (bryophytes) (<input type="checkbox"/> absentes <input type="checkbox"/> présentes <input type="checkbox"/> abondantes)	
<input type="checkbox"/> Cailloux	<input type="checkbox"/> Algues filamenteuses (<input type="checkbox"/> absentes <input type="checkbox"/> présentes <input type="checkbox"/> abondantes)	
<input type="checkbox"/> Béton	<input type="checkbox"/> Plantes aquatiques – macrophytes (<input type="checkbox"/> absentes <input type="checkbox"/> présentes <input type="checkbox"/> abondantes)	
<input type="checkbox"/> Substrats ajoutés	<input type="checkbox"/> Floraison de cyanobactérie	
<input type="checkbox"/> Sédiments (non recommandés)	<input type="checkbox"/> Odeur de purin <input type="checkbox"/> Hydrocarbures <input type="checkbox"/> Poissons morts	

Photos		
	No de photo	Commentaires
<input type="checkbox"/> Vers l'amont		
<input type="checkbox"/> Vers l'aval		
<input type="checkbox"/> Substrat		

Commentaires